Recommandations pour la qualité des eaux au Canada

Le Conseil canadien
des ministres
des ressources et de
l'environnement

RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITE DES EAUX AU CANADA

Document préparé par le
Groupe de travail sur les recommandations
pour la qualité des eaux
du
Conseil canadien des ministres des ressources et de
l'environnement

Mars 1987

Remarque à l'intention du lecteur

Nous invitons les spécialistes des domaines traités dans le présent document à communiquer au Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement tout commentaire et toutes informations importantes publiées qui pourraient être pris en considération lors des mises à jour qui seront apportées aux recommandations pour la qualité des eaux au Canada.

Correspondance:

Division des objectifs de qualité des eaux
Direction de la qualité des eaux
Direction générale des eaux intérieures
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
Canada
KIA 0E7

Préface

Les recommandations et les objectifs relatifs à la qualité des eaux sont utilisés par les organismes des provinces et des territoires canadiens et du gouvernement fédéral pour évaluer les problèmes de qualité des eaux et pour gérer les diverses utilisations des ressources en eau. Reconnaissant le fait que les recommandations relatives à la qualité des eaux prennent de plus en plus d'importance dans ce processus, le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement a chargé son Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux (auparavant appelé le Groupe de travail sur les lignes directrices relatives à la qualité des eaux) d'élaborer des recommandations applicables aux conditions canadiennes.

Lors de la préparation de ce document, le Groupe de travail a revu les recommandations relatives aux eaux intérieures déjà établies au Canada et ailleurs. Celles-ci ont été étudiées en ce qui concerne leur applicabilité au Canada et, au besoin, elles ont été adaptées aux conditions canadiennes. Au cours de l'élaboration des recommandations, des lacunes en matière d'information ont été relevées et portées à l'attention du Conseil sous forme de priorités de recherche. Les recommandations seront mises à jour au fur et à mesure que l'on disposera de nouvelles informations.

Il y a lieu de souligner que les recommandations indiquées dans le présent document ne constituent pas des valeurs assurant la qualité des eaux partout au Canada; il faudra tenir compte des conditions locales au moment de l'application.

Remerciements

Le Groupe de travail du CCMRE sur les recommandations pour la qualité des eaux tient à remercier les nombreuses personnes et les nombreux organismes qui ont participé à l'élaboration des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada.

Table des matières

Remarque à l'intention du lecteur

Préface

Remerciements

Introduction

Chapitre 1 — Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable

Chapitre 2 — Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives

Chapitre 3 — Vie aquatique d'eau douce

Chapitre 4 — Applications agricoles
- Irrigation
- Eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage

Chapitre 5 — Approvisionnement en eau industrielle

Chapitre 6 — Données de base sur des paramètres spécifiques
- Paramètres inorganiques
- Paramètres organiques
- Paramètres physiques
- Paramètres radiologiques
- Paramètres biologiques
- Répertoire des paramètres

Annexe I — Glossaire, symboles et abréviations

Annexe II — Membres (anciens et actuels) du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux (auparavant appelé le Groupe de travail sur les lignes directrices relatives à la qualité des eaux) du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement

Annexe III — Membres du Groupe d'étude

Annexe IV — Facteurs à considérer au moment de se servir des recommandations canadiennes pour élaborer des objectifs de qualité de l'eau spécifiques à un endroit

Introduction

Les Canadiens se préoccupent de la qualité de leurs ressources en eau et font face à un certain nombre de problèmes menaçant ces ressources. La difficulté de définir des critères de qualité acceptables pour des utilisations particulières constitue un obstacle à l'évaluation de l'ampleur de ces problèmes. De nombreux organismes des provinces, des territoires et du gouvernement fédéral chargés de gérer les ressources en eau consultent les recommandations établies au Canada et dans d'autres pays pour évaluer la qualité des eaux et pour fixer des objectifs de qualité spécifiques à chaque site.

Lors de la réunion annuelle du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE) en 1983, on a créé un Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux (auparavant appelé le Groupe de travail sur les lignes directrices relatives à la qualité des eaux). Le Groupe de travail avait le mandat suivant:

1. inventorier les critères et les recommandations employés par les divers paliers de gouvernement au Canada;
2. étudier dans quelle mesure il serait souhaitable et possible d'harmoniser les recommandations dans l'ensemble du Canada, et présenter des recommandations au Conseil à cet égard; et
3. identifier les nouveaux problèmes qui surgissent dans le domaine de la qualité des eaux et évaluer dans quelle mesure les critères et les recommandations actuellement en vigueur peuvent résoudre ces problèmes.

Le Groupe de travail a présenté son rapport à la réunion annuelle de 1984 du CCMRE et a recommandé que soient harmonisées les recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Cette recommandation a reçu l'approbation du Conseil et le Groupe de travail a été chargé de préparer les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada.

Les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada ont été élaborées pour fournir des données scientifiques de base sur les effets des paramètres de qualité sur les utilisations des eaux, en vue d'évaluer les questions et les problèmes relatifs à la qualité et d'établir des objectifs de qualité adaptés à des sites spécifiques.

En abordant leur tâche, les membres du Groupe de travail ont constaté que le sens des termes critères, recommandation, objectif et norme varie d'un organisme à l'autre. Pour les besoins du présent document, nous avons défini ces termes comme suit:

1. **Critères:** données scientifiques évaluées pour déterminer les limites recommandées relativement aux utilisations de l'eau.
2. **Recommandation pour la qualité des eaux:** recommandation exprimée par une concentration chiffrée ou condition non chiffrée recommandée pour protéger et maintenir une utilisation désignée.
3. **Objectif de qualité de l'eau:** concentration chiffrée ou condition non chiffrée établie pour protéger et maintenir des utilisations désignées à un endroit spécifié.
4. **Norme de qualité de l'eau:** objectif prévu dans les lois exécutoires sur la protection de l'environnement, promulguées par un palier de gouvernement.

L'approche adoptée pour préparer les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada consistait à étudier les recommandations existantes, provenant de nombreuses sources. Lorsque celles-ci se sont révélées appropriées pour les conditions environnementales canadiennes, elles ont été adoptées comme recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Certaines recommandations publiées se sont révélées inappropriées, mais lorsque les données scientifiques étaient suffisantes pour les modifier et les rendre utilisables dans les conditions canadiennes, elles ont été adoptées sous forme modifiée comme recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Dans le cas de certains paramètres, il n'existait ni recommandations ni données scientifiques suffisantes permettant d'adapter les recommandations aux conditions canadiennes. Dans ce cas, on n'a formulé aucune recommandation relative à la qualité des eaux. Pour faciliter l'évaluation globale de la qualité des eaux, on a aussi inclu des études portant sur un certain nombre de paramètres de qualité pour lesquels il n'existait pas suffisamment de données pour formuler des recommandations. Les présentes recommandations étant basées sur l'information dont on dispose actuellement, elles seront mises à jour au fur et à mesure que l'on obtiendra de nouvelles données pertinentes.

Le présent document porte sur les principales utilisations de l'eau suivantes:

- Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable
- Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives
- Vie aquatique d'eau douce
- Applications agricoles
- Approvisionnement en eau industrielle

Le document renferme des recommandations relatives à des paramètres chimiques, physiques, radiologiques et biologiques nécessaires pour protéger et favoriser les utilisations désignées de l'eau. Ces recommandations ne s'appliquent qu'aux eaux intérieures de surface ou souterraines et non aux eaux estuariennes ou marines. Chaque paramètre comporte une justification pour faciliter l'élaboration d'objectifs de qualité convenant aux conditions locales.

Les recommandations ne doivent pas être considérées comme des valeurs applicables à tous les cas pour assurer la qualité des eaux à l'échelle nationale. Les différentes conditions environnementales au Canada influent de différentes façons sur la qualité des eaux, et de nombreuses recommandations formulées dans le présent document devront être modifiées en fonction des conditions locales. Il est donc possible que les objectifs de qualité spécifiques au site et établis à partir de ces recommandations soient différents des valeurs indiquées dans le présent document. Dans le cas des eaux

dont la qualité dépasse les recommandations, on ne devrait pas en laisser détériorer la qualité jusqu'aux concentrations recommandées. Ces considérations devraient constituer en partie la justification des objectifs de qualité spécifiques au site.

Les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada comprennent six chapitres et quatre annexes. Les cinq types d'utilisations sont traités séparément dans les chapitres 1 à 5. Pour chaque utilisation, seuls les paramètres pertinents ont été inclus. Le lecteur remarquera que l'approche et la présentation utilisées pour chaque chapitre ne sont pas identiques, ce qui s'explique par les grandes différences entre les divers types d'utilisation et les problèmes de qualité liés à chacune de ces utilisations. Le chapitre 6 fournit des informations de base sur les paramètres de qualité en termes d'utilisations et de production, de sources et de voies de pénétration dans l'environnement aquatique, de concentrations dans l'environnement, et d'espèces et du devenir dans l'environnement aquatique. Les paramètres exposés au chapitre 6 ne font pas tous l'objet de recommandations relatives à chaque utilisation. L'annexe I contient un glossaire; l'annexe II renferme la liste des anciens membres et des membres actuels du Groupe de travail du CCMRE sur les recommandations pour la qualité des eaux; l'annexe III donne la liste, par organisme, des personnes qui ont participé à la préparation des recommandations; et finalement, l'annexe IV traite de l'application des recommandations.

1.0 EAU BRUTE DESTINEE A L'APPROVISIONNEMENT EN EAU POTABLE

Table des matières

		Page
1.0	EAU BRUTE DESTINEE A L'APPROVISIONNEMENT EN EAU POTABLE	1–1
1.1	INTRODUCTION	1–1
1.2	PROCEDES DE TRAITEMENT DE L'EAU	1–1
1.3	SURVOL DES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITE DE L'EAU POTABLE AU CANADA 1978	1–1
1.3.1	Paramètres inorganiques	1–1
1.3.1.1	Amiante	1–1
1.3.1.1.1	Recommandations existantes	1–1
1.3.1.1.2	Exposition au Canada	1–2
1.3.1.1.3	Traitement de l'eau	1–2
1.3.1.2	Antimoine	1–2
1.3.1.2.1	Recommandations existantes	1–2
1.3.1.2.2	Exposition au Canada	1–3
1.3.1.2.3	Traitement de l'eau	1–3
1.3.1.3	Argent	1–3
1.3.1.3.1	Recommandations existantes	1–3
1.3.1.3.2	Exposition au Canada	1–3
1.3.1.3.3	Traitement de l'eau	1–5
1.3.1.4	Arsenic	1–5
1.3.1.4.1	Recommandations existantes	1–5
1.3.1.4.2	Exposition au Canada	1–5
1.3.1.4.3	Traitement de l'eau	1–5
1.3.1.5	Baryum	1–5
1.3.1.5.1	Recommandations existantes	1–5
1.3.1.5.2	Exposition au Canada	1–5
1.3.1.5.3	Traitement de l'eau	1–5
1.3.1.6	Bore	1–6
1.3.1.6.1	Recommandations existantes	1–6
1.3.1.6.2	Exposition au Canada	1–6
1.3.1.6.3	Traitement de l'eau	1–6
1.3.1.7	Cadmium	1–6
1.3.1.7.1	Recommandations existantes	1–6
1.3.1.7.2	Exposition au Canada	1–6
1.3.1.7.3	Traitement de l'eau	1–6
1.3.1.8	Chlorures	1–6
1.3.1.8.1	Recommandations existantes	1–6
1.3.1.8.2	Exposition au Canada	1–6
1.3.1.8.3	Traitement de l'eau	1–7
1.3.1.9	Chrome	1–7
1.3.1.9.1	Recommandations existantes	1–7
1.3.1.9.2	Exposition au Canada	1–7
1.3.1.9.3	Traitement de l'eau	1–7
1.3.1.10	Cuivre	1–7
1.3.1.10.1	Recommandations existantes	1–7
1.3.1.10.2	Exposition au Canada	1–7
1.3.1.10.3	Traitement de l'eau	1–7
1.3.1.11	Cyanures	1–8
1.3.1.11.1	Recommandations existantes	1–8
1.3.1.11.2	Exposition au Canada	1–8
1.3.1.11.3	Traitement de l'eau	1–8
1.3.1.12	Fer	1–8
1.3.1.12.1	Recommandations existantes	1–8

Table des matières (suite)

		Page
1.3.1.12.2	Exposition au Canada	1–8
1.3.1.12.3	Traitement de l'eau	1–8
1.3.1.13	Fluorures	1–9
1.3.1.13.1	Recommandations existantes	1–9
1.3.1.13.2	Exposition au Canada	1–9
1.3.1.13.3	Traitement de l'eau	1–9
1.3.1.14	Manganèse	1–9
1.3.1.14.1	Recommandations existantes	1–9
1.3.1.14.2	Exposition au Canada	1–9
1.3.1.14.3	Traitement de l'eau	1–9
1.3.1.15	Matières solides dissoutes totales	1–10
1.3.1.15.1	Recommandations existantes	1–10
1.3.1.15.2	Exposition au Canada	1–10
1.3.1.15.3	Traitement de l'eau	1–10
1.3.1.16	Mercure	1–10
1.3.1.16.1	Recommandations existantes	1–10
1.3.1.16.2	Exposition au Canada	1–10
1.3.1.16.3	Traitement de l'eau	1–10
1.3.1.17	Nitrates et nitrites	1–10
1.3.1.17.1	Recommandations existantes	1–10
1.3.1.17.2	Exposition au Canada	1–11
1.3.1.17.3	Traitement de l'eau	1–11
1.3.1.18	pH	1–11
1.3.1.18.1	Recommandations existantes	1–11
1.3.1.18.2	Exposition au Canada	1–11
1.3.1.18.3	Traitement de l'eau	1–11
1.3.1.19	Plomb	1–11
1.3.1.19.1	Recommandations existantes	1–11
1.3.1.19.2	Exposition au Canada	1–11
1.3.1.19.3	Traitement de l'eau	1–12
1.3.1.20	Sélénium	1–12
1.3.1.20.1	Recommandations existantes	1–12
1.3.1.20.2	Exposition au Canada	1–12
1.3.1.20.3	Traitement de l'eau	1–12
1.3.1.21	Sulfates	1–12
1.3.1.21.1	Recommandations existantes	1–12
1.3.1.21.2	Exposition au Canada	1–12
1.3.1.21.3	Traitement de l'eau	1–12
1.3.1.22	Sulfures	1–13
1.3.1.22.1	Recommandations existantes	1–13
1.3.1.22.2	Exposition au Canada	1–13
1.3.1.22.3	Traitement de l'eau	1–13
1.3.1.23	Uranium	1–13
1.3.1.23.1	Recommandations existantes	1–13
1.3.1.23.2	Exposition au Canada	1–13
1.3.1.23.3	Traitement de l'eau	1–13
1.3.1.24	Zinc	1–13
1.3.1.24.1	Recommandations existantes	1–13
1.3.1.24.2	Exposition au Canada	1–13
1.3.1.24.3	Traitement de l'eau	1–14
1.3.2	Paramètres organiques	1–14
1.3.2.1	Acide nitrilotriacétique (ANT)	1–14
1.3.2.1.1	Recommandations existantes	1–14
1.3.2.1.2	Exposition au Canada	1–14
1.3.2.1.3	Traitement de l'eau	1–14

Table des matières (suite)

		Page
1.3.2.2	Aldrine	1–14
1.3.2.2.1	Recommandations existantes	1–14
1.3.2.2.2	Exposition au Canada	1–14
1.3.2.2.3	Traitement de l'eau	1–14
1.3.2.3	Chlordane	1–15
1.3.2.3.1	Recommandations existantes	1–15
1.3.2.3.2	Exposition au Canada	1–15
1.3.2.3.3	Traitement de l'eau	1–15
1.3.2.4	2,4-D	1–15
1.3.2.4.1	Recommandations existantes	1–15
1.3.2.4.2	Exposition au Canada	1–15
1.3.2.4.3	Traitement de l'eau	1–15
1.3.2.5	DDT	1–15
1.3.2.5.1	Recommandations existantes	1–15
1.3.2.5.2	Exposition au Canada	1–15
1.3.2.5.3	Traitement de l'eau	1–15
1.3.2.6	Diazinon	1–15
1.3.2.6.1	Recommandations existantes	1–15
1.3.2.6.2	Exposition au Canada	1–15
1.3.2.6.3	Traitement de l'eau	1–16
1.3.2.7	Dieldrine	1–16
1.3.2.7.1	Recommandations existantes	1–16
1.3.2.7.2	Exposition au Canada	1–16
1.3.2.7.3	Traitement de l'eau	1–16
1.3.2.8	Endrine	1–16
1.3.2.8.1	Recommandations existantes	1–16
1.3.2.8.2	Exposition au Canada	1–16
1.3.2.8.3	Traitement de l'eau	1–16
1.3.2.9	Epoxyheptachlore	1–16
1.3.2.9.1	Recommandations existantes	1–16
1.3.2.9.2	Exposition au Canada	1–16
1.3.2.9.3	Traitement de l'eau	1–16
1.3.2.10	Heptachlore	1–17
1.3.2.10.1	Recommandations existantes	1–17
1.3.2.10.2	Exposition au Canada	1–17
1.3.2.10.3	Traitement de l'eau	1–17
1.3.2.11	Hexachlorocyclohexane (lindane)	1–17
1.3.2.11.1	Recommandations existantes	1–17
1.3.2.11.2	Exposition au Canada	1–17
1.3.2.11.3	Traitement de l'eau	1–17
1.3.2.12	Méthoxychlore	1–17
1.3.2.12.1	Recommandations existantes	1–17
1.3.2.12.2	Exposition au Canada	1–17
1.3.2.12.3	Traitement de l'eau	1–17
1.3.2.13	Parathion	1–17
1.3.2.13.1	Recommandations existantes	1–17
1.3.2.13.2	Exposition au Canada	1–18
1.3.2.13.3	Traitement de l'eau	1–18
1.3.2.14	Parathion-méthyl	1–18
1.3.2.14.1	Recommandations existantes	1–18
1.3.2.14.2	Exposition au Canada	1–18
1.3.2.14.3	Traitement de l'eau	1–18
1.3.2.15	Phénols	1–18
1.3.2.15.1	Recommandations existantes	1–18
1.3.2.15.2	Exposition au Canada	1–18

Table des matières (suite)

		Page
1.3.2.15.3	Traitement de l'eau	1–18
1.3.2.16	2,4,5-TP	1–18
1.3.2.16.1	Recommandations existantes	1–18
1.3.2.16.2	Exposition au Canada	1–19
1.3.2.16.3	Traitement de l'eau	1–19
1.3.2.17	Toxaphène	1–19
1.3.2.17.1	Recommandations existantes	1–19
1.3.2.17.2	Exposition au Canada	1–19
1.3.2.17.3	Traitement de l'eau	1–19
1.3.2.18	Trihalométhanes	1–19
1.3.2.18.1	Recommandations existantes	1–19
1.3.2.18.2	Exposition au Canada	1–19
1.3.2.18.3	Traitement de l'eau	1–19
1.3.3	Paramètres physiques	1–20
1.3.3.1	Couleur	1–20
1.3.3.1.1	Recommandations existantes	1–20
1.3.3.1.2	Exposition au Canada	1–20
1.3.3.1.3	Traitement de l'eau	1–20
1.3.3.2	Odeur	1–20
1.3.3.2.1	Recommandations existantes	1–20
1.3.3.2.2	Exposition au Canada	1–20
1.3.3.2.3	Traitement de l'eau	1–20
1.3.3.3	Turbidité	1–20
1.3.3.3.1	Recommandations existantes	1–20
1.3.3.3.2	Exposition au Canada	1–20
1.3.3.3.3	Traitement de l'eau	1–21
1.3.4	Paramètres radiologiques	1–21
1.3.4.1	Radium, tritium, strontium, césium et iode	1–21
1.3.4.1.1	Recommandations existantes	1–21
1.3.4.1.2	Exposition au Canada	1–21
1.3.4.1.3	Traitement de l'eau	1–21
1.3.5	Paramètres microbiologiques	1–21
1.3.5.1	Microorganismes	1–21
1.3.5.1.1	Recommandations existantes	1–21
1.3.5.1.2	Exposition au Canada	1–22
1.3.5.1.3	Traitement de l'eau	1–22
1.4	BIBLIOGRAPHIE	1–23

Liste des tableaux

Tableau		*Page*
1-1	Récapitulation des Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978	1–2
1-2	Procédés de traitement de l'eau	1–3
1-3	Efficacités potentielles des procédés de traitement de l'eau	1–4
1-4	Concentrations maximales acceptables et concentrations cibles de certains radionucléides	1–22
1-5	Concentrations des radionucléides dans l'eau potable canadienne et pourcentage de l'apport total par l'eau	1–22

1.0 EAU BRUTE DESTINEE A L'APPROVISIONNEMENT EN EAU POTABLE

1.1 INTRODUCTION

Les approvisionnements en eaux brutes publiques comprennent les eaux servant de sources d'utilisation publique et peuvent comprendre les eaux de surface et les eaux souterraines. La majorité des Canadiens obtient son eau potable d'approvisionnements amenées par canalisations, les eaux brutes subissant le plus souvent un traitement avant d'être distribuées. Le but de ce traitement est de fournir à l'utilisateur une eau purifiée, bonne au goût et de belle apparence. Il y a cependant une certaine minorité canadienne, dont des demeures individuelles dans des communautés rurales, sur des fermes et dans certaines villes, qui dépend entièrement de l'eau souterraine non traitée.

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 (Santé et Bien-être social Canada 1979a) ont été préparées par le Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. Le tableau 1-1 récapitule les concentrations maximales acceptables indiquées dans cette publication, pour divers paramètres chimiques, physiques, radiogènes et microbiologiques. L'eau potable qui renferme des substances dont la concentration est supérieure à ces limites peut être nuisible à la santé ou être de mauvaise qualité organoleptique. Ces recommandations sont en train d'être revues par le Sous-comité fédéral-provincial de l'eau potable. Le Groupe de travail du CCMRE n'a pas pu consulter les résultats de cette révision pour préparer le présent document; des mises à jour ultérieures permettront cependant d'en tenir compte.

Le Sous-comité fédéral-provincial de l'eau potable a indiqué au Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux que les techniques de traitement existent pour produire de l'eau potable à partir de presque n'importe quelle eau. Le Groupe de travail a donc jugé inopportun pour l'instant de recommander des concentrations limites pour les approvisionnements en eaux brutes publiques.

Il faut par contre ne pas perdre de vue que l'utilisation d'une eau brute de médiocre qualité peut accroître les risques pour le consommateur si cette eau contient des produits nuisibles à la santé. Le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux estime que c'est faire preuve de prudence que de protéger les approvisionnements en eaux brutes publiques afin de s'assurer de bonnes sources d'eau potable.

Bien que les concentrations limites données au tableau 1-1 correspondent à une eau potable de qualité acceptable, il serait contraire à l'esprit du présent document de les interpréter comme des limites jusqu'auxquelles il est permis de laisser se dégrader un approvisionnement d'eau de bonne qualité. Pour maintenir la bonne qualité d'un approvisionnement d'eau, on peut protéger les eaux brutes et les traiter. Dans le premier cas, on aura recours à des mesures de dépollution et à de bonnes pratiques d'aménagement des bassins versants afin de prévenir la contamination des eaux brutes par des produits indésirables. Pour ce qui est de la deuxième solution, il existe une vaste gamme de techniques de traitement qui permettent de produire une eau potable acceptable à partir de presque n'importe quelle eau brute.

Les pages qui suivent soulignent brièvement les recommandations canadiennes existantes et donnent des renseignements sur l'exposition au Canada ainsi que sur le traitement de l'eau. Les renseignements présentés sur l'exposition au Canada et sur les effets qui s'ensuivent ont été tirés en grande partie de la documentation de soutien ayant servi à l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1982). Ils sont toutefois antérieurs à 1978 et font l'objet d'une révision; ils pourraient ne plus être à jour.

1.2 PROCEDES DE TRAITEMENT DE L'EAU

Les procédés de traitement de l'eau peuvent être divisés en deux catégories: les procédés classiques et les procédés spéciaux. Par procédés classiques, on entend les procédés couramment utilisés pour conditionner les diverses sources de surface et souterraines. Les procédés spéciaux répondent à des besoins inhabituels, en particulier l'élimination de contaminants précis tels que des produits organiques présents à l'état de traces. Le tableau 1-2 récapitule les divers procédés de traitement et leurs effets sur la qualité de l'eau.

Les procédés spéciaux font surtout appel à l'adsorption, à l'élimination par entraînement à l'air, à l'échange ionique/élimination et à l'oxydation. L'adsorption, grâce à des substances comme le charbon actif ou des résines synthétiques spécifiques, se fait pour éliminer de l'eau des types particuliers de substances comme les matières organiques. L'élimination par entraînement à l'air fait appel à une aération intense pour éliminer les composés volatils et ceux qui peuvent être purgés dans l'eau. L'oxydation fait appel à un puissant oxydant comme l'ozone pour décomposer certains produits chimiques. D'autres procédés spéciaux comprennent l'échange ionique ou l'osmose inverse, qui servent généralement à éliminer des sels dissous. Des procédés classiques peuvent aussi être employés avec succès pour éliminer des contaminants inhabituels; il s'agit, par exemple, de la préoxydation et de la coagulation pour éliminer l'arsenic. Un résumé des efficacités potentielles des procédés de traitement de l'eau est donné au tableau 1-3.

1.3 SURVOL DES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITE DE L'EAU POTABLE AU CANADA 1978

1.3.1 Paramètres inorganiques

1.3.1.1 Amiante

1.3.1.1.1 Recommandations existantes

Comme il est présumé que son ingestion aux concentrations présentes dans l'eau potable ne menace pas la santé (Santé et Bien-être social Canada 1979a; CNRC 1983), les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 n'établissent pas de concentration maximale acceptable de l'amiante dans l'eau potable.

1.3.1.1.2 Exposition au Canada

D'après les concentrations d'amiante présumées et les volumes respiratoires, l'apport journalier d'amiante par inhalation serait inférieur à 0,6 µg. Etant donné la rareté des données sur les concentrations d'amiante dans les aliments et l'eau, il n'est possible de déterminer l'ingestion journalière qu'approximativement. On a calculé que l'ingestion avec l'eau était de 1,88 ng (2 $L \cdot j^{-1}$ d'eau à raison de $1,9 \times 10^6$ fibres par litre environ), bien moindre donc que l'apport par inhalation (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Une étude de certains approvisionnements en eau potable du Canada a indiqué des concentrations d'amiante variant de moins de 10^5 fibres par litre à 2×10^9 (chrysotile) fibres par litre dans l'eau brute et des concentrations maximales de $9,5 \times 10^6$ fibres par litre dans les eaux traitées par filtration (Santé et Bien-être social Canada 1979b; Toft et coll. 1981).

1.3.1.1.3 Traitement de l'eau

Des deux principaux groupes d'amiante, les espèces amphiboles se prêtent mieux aux procédés de traitement que le chrysotile qui prédomine au Canada (NAS 1977; Santé et Bien-être social Canada 1979b). Cependant, tant les procédés classiques que le traitement spécial par coagulation-floculation-filtration éliminent assez efficacement les fibres de chrysotile de l'eau brute. Des données provenant d'installations canadiennes ont indiqué qu'il est possible de réduire le nombre de fibres de 18 à 300 fois; d'autres études menées en installations pilotes et réelles laissent penser qu'on peut réaliser des facteurs de réduction allant de 10 à 50 000 (Watkins et coll. 1978; Toft et coll. 1981; Hayward 1984).

En raison de la nature même de la technique de mesure, qui est le comptage des fibres au microscope électronique, les grands nombres obtenus sont imprécis et il est nécessaire d'interpréter les taux de réduction avec une certaine prudence. Cependant, avec un bon procédé, on croit pouvoir obtenir des comptes cibles dans l'eau traitée allant de $(0,1\text{-}1) \times 10^6$ fibres par litre (Logsdon et coll. 1983).

Dans certaines conditions reliées à la qualité d'eau, l'érosion peut détacher des fibres des tuyaux en amiante-ciment utilisés dans les réseaux de distribution d'eau. Là où ce problème a été repéré, on peut envisager, à titre de compromis, de conditionner l'eau pour en atténuer l'action corrosive (NAS 1982).

1.3.1.2 Antimoine

1.3.1.2.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 n'établissent pas de concentration maximale acceptable de l'antimoine dans l'eau potable par suite de l'insuffisance de la base de données sur la toxicité (Santé et Bien-être social Canada 1979a).

L'antimoine n'est essentiel ni à la vie ni à la santé des êtres humains et des animaux (NAS 1980a). Le seuil gustatif de l'antimoine trivalent ou pentavalent dans l'eau a été signalé comme étant égal à 0,6 $mg \cdot L^{-1}$ (NAS 1980a; Santé et Bien-être social Canada 1982).

Tableau 1-1. Récapitulation des Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978

Paramètre	Concentrations maximales acceptables[1] dans l'eau potable ($mg \cdot L^{-1}$)[2, 3]
Paramètres inorganiques	
Amiante	—
Antimoine	—
Argent	0,05
Arsenic	0,05
Baryum	1,0
Bore	5,0
Cadmium	5 $\mu g \cdot L^{-1}$
Chlorures	250
Chrome	0,05
Cuivre	1,0
Cyanures	0,2
Dureté[4]	—
Fer	0,3
Fluorures	1,5
Manganèse	0,05
Matières solides dissoutes totales	500
Mercure	1 $\mu g \cdot L^{-1}$
Nitrates (en N)[5]	10,0
Nitrites (en N)	1,0
pH	6,5-8,5[6]
Plomb	0,05
Sélénium	0,01
Sulfates	500
Sulfures (en H_2S)	0,5
Uranium	0,02
Zinc	5,0
Paramètres organiques	
Acide nitrilotriacétique (ANT)	0,05
Aldrine + dieldrine	0,7 $\mu g \cdot L^{-1}$
Carbaryl[4]	70 $\mu g \cdot L^{-1}$
Chlordane (isomères totaux)	7 $\mu g \cdot L^{-1}$
2,4-D	0,1
DDT (isomères totaux)	0,03
Diazinon	14 $\mu g \cdot L^{-1}$
Dieldrine + aldrine	0,7 $\mu g \cdot L^{-1}$
Endrine	0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$
Heptachlore + époxyheptachlore	3 $\mu g \cdot L^{-1}$
Lindane	4 $\mu g \cdot L^{-1}$
Méthoxychlore	0,1
Méthyl-parathion	7 $\mu g \cdot L^{-1}$
Parathion	35 $\mu g \cdot L^{-1}$
Pesticides (totaux)[7]	0,1
Phénols	2 $\mu g \cdot L^{-1}$
2,4,5-TP	0,01
Toxaphène	5 $\mu g \cdot L^{-1}$
Trihalométhanes	0,35
Paramètres physiques	
Couleur	15 UCV[8]
Goût[4]	—
Odeur	—
Température[4]	15 °C
Turbidité	5 UNT[9]
Paramètres radiologiques[10]	
^{137}Cs (Césium)	50 $Bq \cdot L^{-1}$
^{131}I (Iode)	10 $Bq \cdot L^{-1}$
^{226}Ra (Radium)	1 $Bq \cdot L^{-1}$
^{90}Sr (Strontium)	10 $Bq \cdot L^{-1}$
^{3}H (Tritium)	40 000 $Bq \cdot L^{-1}$

Tableau 1-1. (suite)

Paramètre	Concentrations maximales acceptables[1] dans l'eau potable ($mg \cdot L^{-1}$)[2, 3]
Paramètres microbiologiques	
Microorganismes a. aucun échantillon ne devrait contenir plus de 10 coliformes par 100 mL; b. au moins 90 pour cent des échantillons prélevés durant une période de 30 jours doivent être exempts de coliformes; c. pas plus de deux échantillons prélevés consécutivement au même endroit ne doivent contenir de coliformes; et d. aucun des coliformes décelés ne doit être de type coliforme fécal.	

[1] Concentration maximale acceptable (CMA): L'eau potable qui contient des substances en quantités supérieures à cette limite peut être responsable d'effets contraires à la santé ou être esthétiquement déplaisante (Santé et Bien-être social Canada 1979a).
[2] A moins d'indication contraire.
[3] Total, à moins d'indication contraire.
[4] Non traité au chapitre 1.
[5] Quand sont présents ensemble du nitrate et du nitrite, le total nitrate plus nitrite exprimé en azote devrait être inférieur à 10 $mg \cdot L^{-1}$.
[6] Echelle logarithmique sans unité.
[7] La limite des "Pesticides totaux" s'applique à l'eau dans laquelle plus d'un des pesticides mentionnés dans le chapitre 1 sont présents. La somme de leurs concentrations ne devrait pas être supérieure à 0,1 $mg \cdot L^{-1}$.
[8] Unité de couleur vraie.
[9] Unité néphélémétrique de turbidité
[10] Becquerel.

Source: Santé et Bien-être social Canada 1979a.

Tableau 1-2. Procédés de traitement de l'eau

Procédé	Buts
Aération	Elimination des composés volatils et d'autres gaz dissous (H_2S, CH_4) qui donnent un goût et une odeur Oxygénation et désoxygénation Oxydation (fer)
Présédimentation	Elimination des particules facilement décantables
Oxydation chimique	Désinfection, traitement biologique Contrôle des saveurs et des odeurs Oxydation de métaux dissous (fer, manganèse) Oxydation de certains composés organiques; traitement auxiliaire de décoloration
Coagulation/ floculation	Déstabilisation des matières colloïdales et des macromolécules et agglomération en particules décantables ou filtrables pour élimination de la turbidité et la décoloration
Sédimentation	Elimination des particules décantables floculées avant la filtration
Filtration	Elimination des particules, traitements de polissage de l'eau par des moyens physiques et chimiques/ biologiques Filtres doubles chimiques-physiques (élimination du fer et du manganèse)
Adoucissement	Réduction de la dureté grâce à l'élimination du calcium et du magnésium par précipitation ou échange ionique
Adsorption sur charbon	Elimination du goût et désodorisation Traitement auxiliaire de décoloration Elimination de certains composés organiques dont les précurseurs des trihalométhanes

1.3.1.2.2 Exposition au Canada

L'ingestion quotidienne d'antimoine de source alimentaire n'a pas été estimée pour les Canadiens, mais l'ingestion totale individuelle aux Etats-Unis a été signalée comme étant inférieure à 1 $mg \cdot j^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982). Une dose totale provenant de toutes sources a été signalée dans une autre étude comme étant égale à 0,1 $mg \cdot j^{-1}$ seulement (NAS 1982). On considère que l'eau potable est une source négligeable d'ingestion d'antimoine, par comparaison aux autres aliments (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Il est difficile d'obtenir des données concernant les concentrations d'antimoine dans l'eau potable au Canada. Dans les eaux de surface canadiennes, sa concentration varie entre 0,001 et 9,1 $mg \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT 1980). Dans certaines conditions, l'eau douce peut solubiliser l'antimoine présent dans le matériel de plomberie (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.2.3 Traitement de l'eau

Il existe peu de renseignements publiés sur l'élimination de l'antimoine par les procédés de traitement de l'eau. Etant donné que l'antimoine possède des propriétés chimiques et biologiques semblables à celles de l'arsenic (NAS 1980a), les procédés de traitement adaptés à l'arsenic pourraient être appliqués. On pense que la coagulation-floculation à l'alun ou au sulfate ferrique en présence de turbidité et d'adsorption sur charbon actif pourraient réduire la quantité d'antimoine provenant de l'eau brute.

1.3.1.3 Argent

1.3.1.3.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent la concentration maximale acceptable de l'argent dans l'eau potable à 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a). L'argent n'est pas un élément essentiel à la nutrition (Santé et Bien-être social Canada 1982). Le principal effet de l'argent sur les êtres humains est l'argyrose, condition caractérisée par la coloration bleu-gris des yeux, de la peau et des membranes des muqueuses (Santé et Bien-être social Canada 1982; NAS 1982). L'argyrose a déjà été provoquée par l'injection d'une dose unique de 1000 mg d'argent, sous forme d'arsphénamine-argent, dans un composé (Santé et Bien-être social Canada 1982). Le corps humain ne retient qu'une fraction de l'argent (NAS 1977).

1.3.1.3.2 Exposition au Canada

Certains sont d'avis qu'il est impossible d'établir une estimation fiable de l'apport journalier en raison du peu de don-

Tableau I-3. Efficacités potentielles des procédés de traitement de l'eau*

	PROCEDES CLASSIQUES					PROCEDES SPECIAUX						
Paramètre	Aération	Oxydation chimique (chloration, etc.)	Coagulation/ floculation	Adoucissement à la chaux	Filtration	Adsorption sur charbon actif CAP	Adsorption sur charbon actif CAG	Entraînement à l'air	Déminéralisation (osmose inverse, etc.)	Echange ionique	Ozonation	Remarques
Aldrine	P		P			B	TB				TB	
Amiante			B-TB		B							
ANT		P									B-TB	
Antimoine			X		A		X					
Argent			M-B	B-TB	A		P		X	X		
Arsenic		A	PE-B	B-TB	A	P			B-TB	TB		Dépend de la valence
Baryum			P	B-TB	A	P	P		TB	TB		
Bore			X				B-TB		X	B-TB		
Cadmium			PE-B	T3	A		P-PE					Dépend du pH
Chlordane		P	PE	PE		TB	TB					
Chlorures									TB	TB		
Chrome			B	B	A	P	P		X	X		Dépend de la valence
Couleur			TB		A						TB	
Cuivre	A		M-B		A							
Cyanures		TB									TB	
2,4-D		P	P		A	TB	X					
DDT		P	PE-TB	M		TB	X				P	
Diazinon							X(PE)					
Dieldrine			P-PE		A		B-TB	PE				
Endrine			PE			B-TB	TB					
Fer	A	A		A	TB					TB		
Fluorures									B	B-TB		
Heptachlore						TB	X(TB)					
Epoxy-heptachlore						TB	X					
Lindane		P	P		P	B	B-TB					
Manganèse		A	PE-B	B	A					TB		
Matières solides dissoutes totales									B-TB	B-TB		
Mercure			B	M-B	A	TB	TB					Dépend de la forme
Méthoxychlore			B	B-TB	A	TB	TB					
Nitrates									M	M-TB		
Odeur	A	TB				TB	TB				TB	
Parathion		P-TB	P	P	A	TB	PE-TB				B-TB	
Parathion-méthyl						X	X				X	
pH	A		A	A								
Plomb			B-TB	TB	A		X		B-TB	X		
Radionucléides												
^{226}Ra			P	B-TB	A				TB	B-TB		
^{90}Sr			P	B-TB	A					B-TB		
^{137}Cs				P	P-M				TB	TB		
^{131}I			P	PE					TB			
Sélénium			P-B	P-M	A				M-B	X		Dépend de la valence
Substances phénoliques		B	P			B-TB	X				B-TB	
Sulfates									B-TB	B-TB		
Sulfures	M-TB	M-TB									M-TB	Dépend du pH
2,4,5-TP		P	X(M)			X(B)	X(B-TB)					
Toxaphène		P	P			TB	X(TB)	X				
Trihalométhanes							M-B	M-B				Générés par le procédé
Turbidité			B-TB		A							
Uranium			PE-B	M-B	A		P			TB		
Zinc			P	M-B	A							

TB = élimination de 90-100 %
B = élimination de 70-90 %
M = élimination de 50-70 %
PE = élimination de 25-50 %
P = élimination de 0-25 %
A = procédé auxiliaire

X = procédé possible (données insuffisantes)
CAP = charbon actif pulvérulent
CAG = charbon actif granulaire
* = D'après des études en circuit réel, à l'échelle pilote ou sur banc; ne doit servir que d'indicateur potentiel. Des résultats des études ou des expériences sont à évaluer en fonction des applications particulières.

Source: McDonald 1986.

nées existant au Canada sur la présence de l'argent dans l'air, les aliments et l'eau (Santé et Bien-être social Canada 1982). Etant donné que la quantité d'argent dissous dans l'eau naturelle est assez faible, l'apport par consommation normale d'eau devrait être minime, bien que quelques végétaux soient capables de concentrer l'argent pendant la cuisson (Santé et Bien-être social Canada 1982; Hickman 1984).

Il est difficile d'obtenir des données sur la teneur en argent de l'eau potable canadienne (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.3.3 Traitement de l'eau

Etant donné qu'aucun problème de contamination des approvisionnements en eau par l'argent n'a été signalé, les procédés de traitement ont été peu évalués et l'ont surtout été par le biais d'études en laboratoire et en usines pilotes. Les eaux de surface de grande turbidité (soit de 39 UJT) peuvent perdre 50 % de leur argent par simple sédimentation (U.S. EPA 1978b). La coagulation à l'alun ou au chlorure ferrique peut donner des réductions d'argent de l'ordre de 60 à 80 %, bien que l'intervalle de pH pour l'alun soit assez petit (Sorg et coll. 1978). D'après les mêmes études, l'adoucissement à la chaux peut donner des éliminations légèrement meilleures (de 70 à 90 %), selon le pH. Les eaux souterraines peuvent aussi être traitées par échange d'ions ou par osmose inverse, mais on ne possède pas de renseignements sur la praticabilité et l'efficacité de ces procédés spéciaux.

1.3.1.4 Arsenic

1.3.1.4.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent la concentration maximale acceptable de l'arsenic dans l'eau potable à 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a).

1.3.1.4.2 Exposition au Canada

Les eaux de surface au Canada renferment généralement moins de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ d'arsenic total dissous. Les eaux souterraines de certaines parties du pays en contiennent toutefois plus de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.4.3 Traitement de l'eau

L'efficacité du traitement de l'eau en ce qui a trait à l'élimination de l'arsenic dépend de la valence de l'arsenic présent dans l'eau brute. Les procédés classiques de coagulation et d'adoucissement ont été étudiés. On signale généralement que la transformation de l'As(III) en As(V) est souhaitable et qu'elle peut être effectuée par oxydation en présence soit de chlore soit de permanganate de potassium (Shen 1973; Sorg et Logsdon 1978; U.S. EPA 1978a). Parmi les coagulants métalliques communs, le sulfate ferrique est supérieur à l'alun au chapitre de l'élimination. Cependant, les deux coagulants pourraient réduire à moins de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ la concentration d'As(V) dans l'eau brute qui contient de grandes quantités de cette espèce. L'adoucissement à la chaux est assez efficace pour éliminer l'arsenic des eaux dures. Cette élimination dépend du pH et de la valence de l'arsenic. A pH élevés obtenus par traitement à la chaux, l'eau brute contenant jusqu'à 0,35 $mg \cdot L^{-1}$ d'arsenic pourrait être traitée efficacement (Sorg et Logsdon 1978).

Un traitement spécial, à l'alumine activée, peut être efficace pour la réduction de l'arsenic (Sorg et Logsdon 1978). Ce traitement n'est pas commun pour les eaux de surface.

Pour les installations privées d'approvisionnement en eau souterraine, on a mis au point un procédé spécial en Nouvelle-Ecosse, par chloration et passage dans un milieu échangeur contenant de l'hydroxyde ferrique, qui peut fortement réduire les concentrations dans l'eau ayant un faible débit (Lutwick 1980).

1.3.1.5 Baryum

1.3.1.5.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent la concentration maximale acceptable de baryum dans l'eau potable à 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Le baryum n'est pas considéré comme un élément essentiel à la nutrition. L'ingestion de baryum à partir du régime alimentaire d'adultes canadiens peut atteindre 1,2 $mg \cdot j^{-1}$. A une concentration de baryum de 1 $mg \cdot L^{-1}$, une consommation de 2 $L \cdot j^{-1}$ d'eau se traduit par un apport de 2 $mg \cdot j^{-1}$, ce qui porte donc l'ingestion journalière totale à 3,2 mg, concentration qui n'est pas considérée comme un risque pour la santé à long terme (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.5.2 Expositon au Canada

Les aliments, l'eau et l'air sont, dans l'ordre, les trois principaux vecteurs de l'apport de baryum. En exagérant la contribution possible de l'eau, on a estimé que l'ingestion journalière totale de baryum des Canadiens se situerait entre 0,6 et 1,4 mg (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Il est difficile d'obtenir des données sur la concentration de baryum dans l'eau potable canadienne (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.5.3 Traitement de l'eau

Les méthodes classiques de traitement des eaux de surface faisant appel à la coagulation et à la filtration à l'alun et au sulfate ferrique ne sont pas particulièrement efficaces, l'élimination du baryum au laboratoire et dans des installations pilotes n'ayant été que de l'ordre de 30 % au maximum (Sorg et Logsdon 1980). Avec un ajustement serré du pH, on a pu atteindre des réductions de plus de 90 % dans des installations pilotes et réelles d'adoucissement à la chaux (Sorg et Logsdon 1980; Krause et Stover 1982).

On a signalé que des procédés spéciaux comme l'échange d'ions à acide fort sur résine cationique permettaient d'obtenir des réductions de 94 à 99 % dans des installations réelles (Sorg et Logsdon 1980; Krause et Stover 1982).

1.3.1.6 Bore

1.3.1.6.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent à 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable de bore dans l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Celle-ci est fondée sur un apport journalier limite de l'eau de 10 mg environ. Le bore n'est pas considéré comme un élément essentiel à la nutrition (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.6.2 Exposition au Canada

L'apport journalier total de bore de toutes sources se situe, a-t-on estimé, entre 2,4 et 4,4 mg pour les Canadiens. Les aliments en sont la principale source; l'apport par l'eau potable serait, d'après les données médianes des Etats-Unis, de seulement 0,24 $mg \cdot j^{-1}$ environ. On ne possède pas de données sur les concentrations de bore dans l'eau potable canadienne (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.6.3 Traitement de l'eau

Il existe peu de données sur l'élimination du bore par le traitement de l'eau potable, probablement parce qu'on ne s'est pas inquiété de sa présence dans l'eau d'approvisionnement. Les méthodes possibles incluent l'adsorption et la déminéralisation. Le charbon actif granulaire pourrait permettre d'éliminer 90 % du bore de l'eau brute à des concentrations inférieures à 5 $mg \cdot L^{-1}$, mais l'efficacité du traitement décroît à mesure qu'augmente la concentration (Choi et Chen 1979a). La déminéralisation faisant appel à une résine spéciale échangeuse de cations ou à l'osmose inverse peut s'appliquer à des situations particulières (Choi et Chen 1979a).

1.3.1.7 Cadmium

1.3.1.7.1 Recommandations existantes

Pour protéger la santé, les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent la concentration maximale acceptable de cadmium à 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Les aliments sont considérés comme la principale source d'apport de cadmium chez les adultes non exposés au risque professionnel; étant donné qu'il est difficile de réduire cet apport, il a été proposé que la quantité ingérée avec l'eau soit aussi petite que possible (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.7.2 Exposition au Canada

Les aliments constituent la principale source de cadmium. Des études de régime alimentaire total ont montré que les habitants des régions d'Ottawa-Hull, de Halifax et de Vancouver en ingèrent en moyenne 0,08, 0,067 et 0,067 $mg \cdot j^{-1}$ respectivement. Pour l'ensemble des Canadiens, l'apport varie de 0,05 à 0,098 $mg \cdot j^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Une étude menée sur les approvisionnements canadiens en eau potable a indiqué que les valeurs médianes des eaux brutes et distribuées de lacs et de cours d'eau sont inférieures ou égales à 0,01 $mg \cdot L^{-1}$. Les concentrations maximales dans l'eau brute étaient de 1,13 $\mu g \cdot L^{-1}$ et de 0,27 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les eaux distribuées (Méranger et coll. 1979). A la concentration maximale de 0,27 $\mu g \cdot L^{-1}$, l'apport attribuable à la consommation de 2 $L \cdot j^{-1}$ serait beaucoup plus petit que 1 $\mu g \cdot j^{-1}$. Des études non canadiennes ont montré que la plomberie et le réseau de distribution des ouvrages d'épuration de l'eau peuvent être une source de cadmium (NAS 1977).

1.3.1.7.3 Traitement de l'eau

La plupart des études sur l'efficacité des traitements de l'eau ont été faites en laboratoire ou à l'échelle pilote. Il a été constaté que la coagulation pouvait éliminer le cadmium, mais que le pH constitue une variable importante. Dans les procédés à l'alun, le pH nécessaire pour éliminer 90 % du cadmium était de 9; la turbidité de l'eau contribuerait indirectement à l'élimination du cadmium par suite de son traitement avec un sel d'aluminium (Sorg et coll. 1978). On peut généralement présumer que les taux d'élimination par coagulation à l'alun se situent entre 30 et 60 % et moins. Les sels de fer sont plus efficaces, probablement parce qu'ils dépendent moins du pH. L'élimination du cadmium par le sulfate ferrique varie de 60 % à plus de 90 % à un pH supérieur à 7,5 (NAS 1977). Bien qu'il n'existe aucune donnée expérimentale, l'utilisation de l'alun dans certaines situations exigeant de faibles pH (p. ex. la décoloration) peut en fait provoquer la dissolution partielle du cadmium des sédiments (Wiley et Nelson 1984).

L'adoucissement à la chaux est assez efficace, puisqu'il se fait à un pH élevé; le taux d'élimination peut atteindre presque 100 %. On ne peut pas obtenir facilement un traitement spécial pour le cadmium. Le charbon actif pourrait donner de faibles éliminations allant de 10 à 50 % (Sorg et coll. 1978).

1.3.1.8 Chlorures

1.3.1.8.1 Recommandations existantes

La concentration maximale acceptable des chlorures dans l'eau potable est de 250 $mg \cdot L^{-1}$ au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1979a). L'anion chlorure et les cations associés contribuent beaucoup à l'activité osmotique du fluide extracellulaire. Quatre-vingt-huit pour cent des chlorures de l'organisme sont extracellulaires et sont importants pour ses fonctions (NAS 1980a; Santé et Bien-être social Canada 1982). Etant donné que l'eau contribue relativement peu à l'apport de chlorures, les incidences sur la santé de la présence de chlorures dans l'eau ne sont pas bien grandes. Le but principal de la réduction des chlorures est de ne pas donner un goût indésirable à l'eau ou aux boissons à base d'eau (Santé et Bien-être social Canada 1982). La concentration des chlorures de certaines eaux de surface peut subir de grandes fluctuations saisonnières, ce dont il y a lieu de tenir compte dans l'évaluation des sources.

1.3.1.8.2 Exposition au Canada

L'apport journalier total de chlorures par les aliments, l'eau et l'air est estimé à 6020 mg, mais ce chiffre peut varier par suite de l'emploi du sel pour la cuisson et comme condiment. Seulement 20 $mg \cdot j^{-1}$ de cet apport journalier proviennent vraisemblablement de l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Les données existantes sur la qualité de l'eau potable canadienne indiquent que la concentration des chlorures est généralement inférieure à 10 $mg \cdot L^{-1}$, bien que certains services d'eau puissent présenter une concentration beaucoup plus élevée, selon la nature de l'eau d'origine (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.8.3 Traitement de l'eau

La solubilité et le peu ou l'absence de réactivité des chlorures rendent difficile leur élimination de l'eau, et nécessitent l'emploi de procédés de déminéralisation comme l'osmose inverse, l'échange d'ions, la distillation ou la séparation par congélation (American Water Works Association 1971; Baker 1981). Ces procédés peuvent être utilisés pour traiter l'eau brute en tout ou en partie, selon les possibilités de coupage. Des techniques permettent de produire de l'eau présentant de faibles concentrations de chlorures, mais la faisabilité économique de ces techniques doit être étudiée avec soin.

1.3.1.9 Chrome

1.3.1.9.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent à 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable de chrome (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Parmi les espèces de chrome normalement présentes dans les eaux de surface, le Cr(III) est essentiel aux êtres humains et aux animaux, alors que le Cr(VI) a des effets physiologiques nuisibles (NAS 1977). La présence du chrome trivalent étant peu probable dans les eaux de pH supérieur à 5, c'est le chrome hexavalent, sous la forme soit de chromates soit de dichromates, qui inquiète le plus, car ces derniers sont assez solubles et mobiles dans l'environnement (U.S. EPA 1979). Le Cr(VI) n'est pas considéré comme un élément essentiel à la nutrition; au contraire, on lui attribue des effets nuisibles sur l'organisme. A la concentration de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$, le chrome hexavalent n'a pas d'effets nuisibles connus sur la santé des êtres humains et des animaux (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.9.2 Exposition au Canada

L'apport journalier total de chrome par les aliments, l'air et l'eau a été estimé à 0,2 mg environ. L'apport moyen par les aliments, établi par l'étude de régimes types dans trois villes canadiennes, est de 0,189 $mg \cdot j^{-1}$. L'apport par l'eau ne représente qu'une faible fraction (Santé et Bien-être social Canada 1982). Une étude sur les approvisionnements canadiens en eau potable a permis de constater que la teneur en chrome des eaux de surface et souterraines brutes est de 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Méranger et coll. 1979). Les eaux traitées et distribuées étaient de même teneur médiane, les concentrations allant de moins de 2 à 9 $\mu g \cdot L^{-1}$. Pour une consommation de 2 $L \cdot j^{-1}$ à concentration maximale, l'apport de chrome ne serait que de 0,018 $mg \cdot j^{-1}$.

1.3.1.9.3 Traitement de l'eau

Pour le traitement de l'eau, il faut tenir compte de la valence du chrome. La grande solubilité du Cr(VI) rend ce dernier beaucoup plus difficile que le Cr(III) à éliminer. La chloration peut transformer le Cr(III) en Cr(VI), ce qui peut entraîner d'autres difficultés de traitement. Cependant, le traitement classique avec des coagulants à base de sel de fer ou à base d'alun est assez efficace pour éliminer le Cr(III), les taux d'élimination pouvant atteindre 90 %. Les coagulants à base de fer sont plus efficaces que les coagulants à base d'alun (Sorg 1979).

Le traitement du Cr(VI) est très difficile par coagulation simple à moins que ne soit ajoutée une substance réductrice. Il a été constaté que le sulfate ferreux est un coagulant assez efficace pour éliminer le Cr(VI) dans l'eau potable, en le transformant en Cr(III) (Sorg 1979). L'emploi de ce produit n'est toutefois pas universellement répandu au Canada et on ne peut considérer que le traitement est commun.

L'adoucissement à la chaux permet d'éliminer de 80 à 90 % du Cr(III); cependant, le Cr(VI) n'est pas facilement éliminé, même à un pH de 9,5. A ce jour, il n'existe pas de techniques spéciales faciles d'élimination du chrome, exception faite peut-être de l'osmose inverse (Sorg 1979).

1.3.1.10 Cuivre

1.3.1.10.1 Recommandations existantes

On considère le cuivre comme un élément salutaire et essentiel à l'organisme, et il est généralement non toxique (Santé et Bien-être social Canada 1982). La concentration maximale acceptable au Canada de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ a été établie pour prévenir le tachage de la lessive et des appareils de plomberie. D'autres caractères organoleptiques se manifestent, par exemple, l'apparition d'un goût, à une concentration supérieure (Santé et Bien-être social Canada 1979a).

1.3.1.10.2 Exposition au Canada

L'apport journalier total de cuivre a été estimé à 2,4 mg au Canada; la contribution des aliments est de 2,2 $mg \cdot j^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Une étude des approvisionnements en eau de certaines municipalités canadiennes a révélé des concentrations médianes de cuivre inférieures ou égales à 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les eaux brutes et traitées, et de 20-75 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les eaux de distribution (Méranger et coll. 1979). Selon la même étude, les concentrations maximales de cuivre dans l'eau à la sortie de l'usine et dans l'eau de robinet sont de 0,1 et de 0,56 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement. Il a été observé que la concentration augmente le plus dans le réseau de distribution quand l'eau d'alimentation est douce et corrosive. L'augmentation de la concentration de cuivre de l'usine au robinet a aussi été signalée dans d'autres études, particulièrement pour des eaux douces non alcalines, bien que, dans certains cas, on ait aussi fait état de baisses de la concentration causées par la précipitation du cuivre et son dépôt à l'intérieur du réseau de distribution (NAS 1977, 1982; Karalekas et coll. 1983).

1.3.1.10.3 Traitement de l'eau

Les procédés de traitement de l'eau pour la régulation des concentrations de cuivre pourraient comprendre des techniques permettant d'éliminer le cuivre de l'eau brute ou de

réduire au minimum la dissolution du cuivre dans les ouvrages de purification. La documentation publiée ne traite pas en profondeur des procédés d'élimination du cuivre. L'aération et un pH élevé diminuent la solubilité du cuivre, ce qui améliorerait les mécanismes d'élimination par coagulation et filtration. Il a été signalé, d'après des travaux de laboratoire, que la coagulation à base d'alun permet d'atteindre des taux d'élimination allant de 60 à 90 % (NAS 1977). Au nombre des mesures de lutte contre la corrosion du système de distribution, utilisées avec succès, on compte l'ajustement du pH au moyen d'hydroxyde de sodium (Karalekas et coll. 1983).

1.3.1.11 Cyanures

1.3.1.11.1 Recommandations existantes

La concentration maximale acceptable de cyanure libre, établie à 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 (Santé et Bien-être social Canada 1979a), est inférieure à 10 % de la concentration non nuisible à une consommation de 2 $L \cdot j^{-1}$ d'eau (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.11.2 Exposition au Canada

Bien qu'elle ne soit pas chiffrée, l'exposition au Canada, pense-t-on, est extrêmement faible. Les données représentatives publiées pour l'eau potable canadienne indiquent que la concentration de cyanures est très faible, soit moins de 0,10 $mg \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.11.3 Traitement de l'eau

On dispose de peu de documents récents sur l'élimination des cyanures pendant les procédés de traitement de l'eau potable, à cause probablement de l'absence d'un besoin. La chloration au chlore gazeux ou au moyen d'un hypochlorite a pour effet d'entraîner une réaction avec le cyanure libre (acide cyanhydrique et ion cyanure) qui donne un cyanate ou qui produit une destruction complète (White 1972; Leduc et coll. 1983). L'alcalinité du milieu (pH 8,5 à 9,5) améliore la réaction et prévient le dégagement de chlorure de cyanogène (White 1972; Pierce 1979). L'efficacité de la chloration et les dosages du chlore dépendront d'autres demandes de chlore. L'ozone est aussi particulièrement efficace dans l'oxydation du cyanure (Rice et coll. 1981). Singleton (1986) signale que la chloration de l'eau potable brute contenant ce cyanate peut produire du chlorure de cyanogène (CNCl) extrêmement toxique qui peut persister pendant 24 heures à pH 9 en l'absence de chlore résiduel. Dans des conditions acides, la chloration et l'ozonation de l'eau contaminée par du thiocyanate peuvent favoriser la formation de l'acide cyanhydrique (HCN). La lumière ultraviolette très intense peut photolyser le thiocyanate et produire du HCN toxique.

1.3.1.12 Fer

1.3.1.12.1 Recommandations existantes

Le fer est un élément essentiel à la nutrition, mais les aliments en contiennent généralement assez pour satisfaire les besoins minimaux. La concentration maximale acceptable dans l'eau potable canadienne a été établie à 0,3 $mg \cdot L^{-1}$ pour en préserver les qualités esthétiques (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Les principales incidences de l'excès de fer sont, entre autres, le tachage de la lessive et de la plomberie, l'apparition d'un goût, la coloration de l'eau et la stimulation possible de la croissance d'organismes indésirables dans des ouvrages d'épuration (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.12.2 Exposition au Canada

Il a été estimé que l'apport journalier de fer des Canadiens est de 18 mg, la source principale étant les aliments (Santé et Bien-être social Canada 1982).

La concentration de fer dans l'eau potable peut être assez variable; elle dépend de la source, du traitement utilisé et des apports dus à la corrosion du réseau de distribution. En règle générale, l'eau potable canadienne renferme moins de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ de fer et souvent moins de 0,3 $mg \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.12.3 Traitement de l'eau

Dans des conditions aérobies, la majeure partie du fer des eaux de surface se présente probablement sous la forme insoluble ou fixée à des particules en suspension se prêtant bien à un traitement. Dans des conditions réductrices (p. ex. sous la glace), la charge des eaux de surface en fer soluble peut subir des fluctuations saisonnières. Le fer des eaux souterraines se présente généralement sous la forme soluble (McDonald 1986).

Les types de procédés de traitement utilisés pour éliminer le fer des approvisionnements des services d'eau publics varient avec l'espèce et la concentration de fer présent dans l'eau brute et avec les contraintes de traitement qu'imposent d'autres variables. En règle générale, les techniques d'élimination comprennent une ou plusieurs étapes de précipitation suivies d'une filtration. La filtration peut être précédée d'une sédimentation. La formation de fer insoluble et filtrable peut aussi s'effectuer par aération, oxydation chimique (chlore, permanganate de potassium, ozone), ajustement du pH, précipitation à la chaux ou passage à travers des zéolites spécialement traités. Il est aussi possible de faire appel à diverses techniques de filtration à travers des milieux granulaires pour éliminer le fer insoluble. L'échange d'ions peut aussi être utilisé (American Water Works Association 1971; Baker 1981).

Dans les cas où l'élimination du fer est d'importance marginale, il est possible de former un complexe de fer avec du silicate de sodium ou du polyphosphate afin de minimiser les problèmes d'ordre esthétique pour les consommateurs (American Water Works Association 1971; Dart 1983).

L'élimination du fer, particulièrement celui des eaux souterraines, est relativement commune. Il existe des techniques de traitement éprouvées pour ramener d'une façon satisfaisante les concentrations de 5 à 10 $mg \cdot L^{-1}$ à moins de 0,3 $mg \cdot L^{-1}$. Les usines traitant les eaux de surface pour les clarifier éliminent du même coup une grande proportion du fer (total) de l'eau brute, à moins que ce dernier ne soit présent sous forme de complexes organiques non labiles.

1.3.1.13 Fluorures

1.3.1.13.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent à 1,5 $mg \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable des fluorures. Il n'a jamais été prouvé indubitablement que les fluorures sont un élément essentiel à la nutrition, si ce n'est qu'ils préviennent efficacement la carie dentaire (NAS 1980a). Les concentrations de fluorures dans l'eau potable dépendent surtout de la fluoration faite pour prévenir la carie des dents, un des tissus les plus sensibles aux fluorures, et sont choisies pour prévenir la fluorose dentaire (tacheture des dents) (NAS 1977; Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.13.2 Exposition au Canada

L'apport journalier moyen estimé pour les Canadiens provenant des sources principales (aliments et eau potable fluorée) et des sources secondaires (air et dentifrices fluorés) est de 2,7 mg pour les adultes et de moins de 2 mg pour les enfants. Lorsque la concentration de fluorures dans l'eau potable est faible, l'apport estimé se situerait entre 0,3 et 0,5 $mg \cdot j^{-1}$ pour les personnes de plus de 12 ans (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Les concentrations de fluorures dans l'eau potable varient, principalement à cause de la fluoration que pratiquent certaines villes et municipalités canadiennes. Dans certains cas, les concentrations naturelles dépassent la concentration cible de 1 $mg \cdot L^{-1}$. Les concentrations dans les eaux naturelles varient d'une région du Canada à l'autre entre moins de 0,1 et 4,5 $mg \cdot L^{-1}$. On soupçonne que les concentrations dans les eaux souterraines contribuent à ces apports élevés (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.13.3 Traitement de l'eau

Au nombre des traitements de l'eau, on compte l'addition de fluorures par le biais de produits chimiques comme le fluorure de sodium, le silicofluorure de sodium ou l'acide fluosilicique, et l'élimination des fluorures des eaux brutes contenant des concentrations trop élevées (American Water Works Association 1971).

Les procédés pratiques et efficaces d'élimination des fluorures sont limités et spécialisés. La coagulation classique à l'alun nécessite de très grandes quantités d'alun pour donner une élimination importante de fluorures. Il a été signalé qu'il fallait 350 $mg \cdot L^{-1}$ d'alun pour ramener la concentration de fluorures de 3,6 à 1 $mg \cdot L^{-1}$ (Sorg 1978). L'adoucissement à la chaux pourrait n'être applicable qu'aux eaux fortement magnésiennes contenant peu de fluorures, car la coprécipitation avec l'hydroxyde de magnésium à un pH élevé est nécessaire (Sorg 1978; Bishop et Sansoucy 1978).

Un traitement spécialisé, en particulier l'échange d'ions/adsorption, convient mieux. Le charbon d'os et l'alumine activée sont les milieux les plus favorables. Il a été prouvé en laboratoire et dans des conditions d'exploitation normales que l'alumine activée élimine plus de 90 % des fluorures et qu'elle peut ramener la concentration à moins de 1 $mg \cdot L^{-1}$, pour des eaux brutes contenant 5-8 $mg \cdot L^{-1}$ de fluorures (Sorg 1978; Bishop et Sansoucy 1978; Choi et Chen 1979b). L'osmose inverse peut aussi donner des réductions importantes de fluorures. Des données sur les fluorures provenant d'usines pratiquant l'osmose inverse indiquent en effet que le procédé permet de ramener à moins de 1 $mg \cdot L^{-1}$ la concentration des eaux brutes contenant jusqu'à 2,2 $mg \cdot L^{-1}$ de fluorures (Naylor et Dague 1975).

1.3.1.14 Manganèse

1.3.1.14.1 Recommandations existantes

Le manganèse est un élément essentiel aux animaux et aux êtres humains (NAS 1977; Santé et Bien-être social Canada 1982). Les concentrations risquant de menacer la santé sont beaucoup plus élevées que celles qui nuisent aux qualités organoleptiques de l'eau. Ce sont donc ces dernières qui ont servi à établir la concentration limite dans l'eau potable. Le tachage de la plomberie et de la lessive ainsi que l'apparition d'un goût se produisent à des concentrations supérieures à 0,15 $mg \cdot L^{-1}$; des problèmes d'entartrage peuvent surgir à des concentrations de 0,02 $mg \cdot L^{-1}$. La concentration maximale acceptable au Canada est de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a), chiffre qui reflète les plus faibles concentrations pouvant être raisonnablement obtenues par traitement (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.14.2 Exposition au Canada

L'apport journalier total de manganèse provenant de toutes les sources environnementales a été estimé à un peu plus de 3,6 mg pour les Canadiens. Dans cette estimation, les aliments constituent la source la plus importante, l'eau potable et l'air n'étant que des sources extrêmement minimes (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Les valeurs généralement signalées pour le manganèse dans l'eau potable canadienne sont inférieures à 0,05 $mg \cdot L^{-1}$. Cependant, des concentrations aussi élevées que 4,6 $mg \cdot L^{-1}$ ont été consignées (Santé et Bien-être social Canada 1982). Le manganèse peut se déposer dans les réseaux de distribution et pourrait être libéré par à-coups (NAS 1982).

1.3.1.14.3 Traitement de l'eau

Il est possible que la concentration de manganèse soit élevée dans les eaux à fortes teneurs en fer; on peut donc concevoir les procédés de traitement pour éliminer les deux éléments en même temps. Le manganèse est généralement plus difficile à éliminer que le fer. Les traitements employés à ce jour sont l'élimination et la formation de complexes.

Pour éliminer le manganèse, on transforme généralement les espèces en précipités insolubles et on filtre. Bien qu'il soit difficile à oxyder, on se sert d'agents comme le permanganate de potassium, le chlore et l'ozone. Il est possible que du manganèse insoluble se forme à pH élevé au cours de l'adoucissement à la chaux (American Water Works Association 1971; Baker 1981). Les taux d'élimination signalés pour la coagulation au sulfate ferrique, à pH élevé, varient de 30 à 90 %, et pour l'adoucissement à la chaux en excès, de 60 à

90 % (NAS 1977). L'utilisation de milieux granulaires spéciaux comme les sables verts manganésifères pour l'oxydation/échange d'ions/filtration donne de bons résultats pour beaucoup de sources d'eau souterraine (American Water Works Association 1971).

1.3.1.15 Matières solides dissoutes totales

1.3.1.15.1 Recommandations existantes

La concentration maximale acceptable de 500 $mg \cdot L^{-1}$ au Canada est fondée surtout sur les aspects organoleptiques (sapidité) (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Les concentrations excessives peuvent par ailleurs provoquer la corrosion et l'entartrage des ouvrages d'épuration (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.15.2 Exposition au Canada

Il existe peu de données sur les concentrations des matières solides dissoutes totales dans l'eau potable canadienne. Les intervalles signalés pour cinq provinces allaient de 20 à 3800 $mg \cdot L^{-1}$, ce qui reflète les variations de la qualité des eaux de surface et souterraines au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1982). Il est fort possible que certains approvisionnements, particulièrement en eau de surface, présentent des variations saisonnières considérables. Il est aussi possible que la pénurie de sources d'eau pousse à l'utilisation de certaines eaux contenant des concentrations plus élevées que celles souhaitées.

1.3.1.15.3 Traitement de l'eau

Etant donné que les matières solides dissoutes totales se composent notamment d'ions solubles de bicarbonate, de chlorures, de sulfates, de calcium, de magnésium, de sodium et de potassium, le traitement global d'élimination de ces substances fait appel aux procédés qui permettent d'éliminer les composants un à un ou des groupes apparentés de composants. Certains procédés comme l'adoucissement chaux-soude et l'adoucissement à la zéolite à échange de sodium peuvent donner de faibles réductions ou de faibles augmentations respectivement.

Afin d'éliminer de façon efficace les matières solides dissoutes totales, il faut avoir recours à un procédé de dessalement comme l'osmose inverse, la distillation ou la séparation par congélation. Les techniques existent mais leur faisabilité économique peut être un important obstacle (American Water Works Association 1971; Baker 1981).

1.3.1.16 Mercure

1.3.1.16.1 Recommandations existantes

Le mercure est un élément toxique et n'a aucune fonction physiologique salutaire (Santé et Bien-être social Canada 1982). La concentration maximale acceptable de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a) pour toutes les espèces de mercure dans l'eau limite son ingestion par l'eau potable à moins de 10 % du seuil de tolérance (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.16.2 Exposition au Canada

L'apport journalier moyen de mercure par l'air, les aliments et l'eau a été estimé à moins de 15 µg par personne. Parmi ces sources, l'ingestion journalière par les aliments, à l'exclusion des régimes constitués surtout de poissons et de fruits de mer, a été estimée au Canada à 13 µg par personne (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Dans les eaux naturelles, les concentrations de mercure présentes dans la colonne d'eau sont assez faibles, phénomène que confirment les données limitées relatives à la qualité de l'eau potable. Les concentrations médianes dans l'eau potable de trois provinces du Canada sont de 0,29 $\mu g \cdot L^{-1}$ ou moins (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.16.3 Traitement de l'eau

La capacité et l'efficacité des procédés de traitement de l'eau dépendent des espèces de mercure présentes, des réductions exigées, et d'autres caractéristiques de l'eau brute comme sa turbidité et sa teneur en substances qui peuvent lier le mercure. D'après des études de laboratoire et en usine pilote, le traitement classique de coagulation-filtration à l'alun ou au sulfate ferrique éliminerait jusqu'à 70 à 80 % du mercure inorganique de l'eau brute turbide (Logsdon et Symons 1973; Sorg 1979). A très faible turbidité, le taux d'élimination chute fortement à 50 % ou moins. Le mercure organique semble ne pas être réduit par la coagulation (Logsdon et Symons 1973). L'adoucissement à la chaux est aussi inefficace pour le mercure organique, mais la réduction des espèces organiques atteint de 50 à 80 % (Logsdon et Symons 1973; Sorg 1979).

Les techniques spéciales de traitement comme l'adsorption sur charbon actif semblent raisonnablement efficaces pour le mercure inorganique et organique; mais cette constatation est fondée sur des études limitées. Des réductions de l'ordre de 90 % semblent être réalisables (Logsdon et Symons 1973; Sorg 1979; Huang et Blankenship 1984). L'adsorption sur charbon actif semble être le seul procédé viable pour l'élimination du mercure organique.

1.3.1.17 Nitrates et nitrites

1.3.1.17.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent à 10 $mg \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable des nitrates et à 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ celle des nitrites dans l'eau potable. Si des nitrites sont présents, la somme des nitrates et des nitrites ne devrait pas dépasser 10 $mg \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a).

On a établi un lien entre la présence de nitrates en forte concentration dans l'approvisionnement en eau potable et l'apparition de la méthémoglobinémie infantile produite par la conversion des nitrates en nitrites. Quand la maladie est produite par l'eau, il a été établi que le plus souvent, l'eau contenait plus de 45 $mg \cdot L^{-1}$ de nitrates (10 $mg \cdot L^{-1}$ N de NO_3) (Santé et Bien-être social Canada 1982). La présence de ces produits dans les approvisionnements publics en eau de surface n'est pas une préoccupation uniquement pour des ques-

tions de santé. Ainsi, de trop fortes concentrations de nitrates peuvent favoriser la prolifération d'organismes aquatiques comme les algues. L'emploi d'engrais peut provoquer des variations saisonnières de la concentration des nitrates.

1.3.1.17.2 Exposition au Canada

Les aliments constituent la principale source de nitrates pour les adultes, mais l'eau joue un rôle plus important pour les nourrissons. Les nitrates constituent un composant naturel des plantes et sont présents à de fortes concentrations dans les végétaux. La viande traitée contribue dans une moindre mesure à l'apport de nitrates. L'apport journalier pour un Canadien adulte a été évalué à 230 mg. Pour les nourrissons, il a été estimé à environ la moitié de cette quantité (Santé et Bien-être social Canada 1982). Par comparaison, l'apport journalier par l'eau a été évalué à environ 9 mg pour les adultes et à 3 mg pour les nourrissons (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Les nitrites s'oxydent rapidement en nitrates et sont donc rarement présents en concentrations importantes dans les eaux de surface. Les nitrites pouvant être présents dans les eaux souterraines sont oxydés par chloration. Leur contribution à l'apport journalier total de nitrates et de nitrites devrait être négligeable pour la plupart des approvisionnements publics. Les aliments en sont une source plus importante que l'eau (Santé et Bien-être social Canada 1982).

L'apport journalier moyen de nitrites par les aliments (incluant les légumes et les viandes traitées) est de 11,6 mg environ pour le Canadien adulte et de 3,9 mg pour les nourrissons. Les nitrites s'oxydant en nitrates dans les eaux chlorées, l'apport de nitrites par l'eau potable est négligeable (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.17.3 Traitement de l'eau

Les méthodes classiques de traitement de l'eau ne sont pas efficaces pour éliminer les nitrates. Parmi les techniques spéciales connues, seul l'échange d'ions a reçu une grande attention. Dans des installations réelles de traitement d'eaux souterraines, on semble obtenir assez facilement une élimination de 50 % ou plus à l'aide de résines échangeuses d'anions (Sorg 1978; Guter 1982).

Les nitrites sont normalement absents des eaux de surface, mais leur présence est possible dans les eaux souterraines. La chloration les oxyde rapidement en nitrates (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.18 pH

1.3.1.18.1 Recommandations existantes

L'intervalle acceptable du pH, allant de 6,5 à 8,5 pour l'eau potable, établi dans les recommandations actuelles du Canada (Santé et Bien-être social Canada 1979a), a surtout été choisi parce qu'il réduit au minimum la corrosion et l'entartrage, compte tenu de l'efficacité de la désinfection au chlore et de la formation de trihalogénométhanes (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.18.2 Exposition au Canada

On ne possède aucune donnée permettant d'illustrer les variations du pH de l'eau potable au Canada. Il a été signalé qu'une étude aux Etat-Unis a déterminé un intervalle de variation allant d'un pH 5,0 à un pH 10,5 avec une valeur médiane de 7,5 (Santé et Bien-être social Canada 1982). Conformément aux recommandations actuelles pour l'eau potable au Canada, l'intervalle devrait être de 6,5 à 8,5 (Santé et Bien-être social Canada 1979a).

1.3.1.18.3 Traitement de l'eau

Beaucoup de procédés de traitement modifient le pH de l'eau d'origine; en retour, leur rendement dépend de ce pH. Les procédés courants qui peuvent modifier le pH sont la chloration gazeuse, la coagulation à l'alun, l'aération, l'adoucissement chaux-soude et la recarbonatation. Le pH de l'eau brute peut influer sur le rendement et l'efficacité des procédés comme l'entraînement à l'air, l'oxydation chimique, la désinfection au chlore, la coagulation de clarification et de décoloration et l'adoucissement chimique (American Water Works Association 1971). Il existe des procédés techniques de régulation pour porter ou ramener le pH à la valeur souhaitée. La faisabilité et la rigueur opérationnelle nécessaire dépendent de la variabilité temporelle du pH de l'eau d'origine, de la capacité tampon et d'autres caractéristiques.

1.3.1.19 Plomb

1.3.1.19.1 Recommandations existantes

Le plomb n'est pas considéré comme un oligo-élément essentiel. La concentration maximale acceptable de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ établie dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 (Santé et Bien-être social Canada 1979a) correspond au maintien d'un apport journalier total chez les adultes non exposés au risque professionnel à moins de 3 mg par personne par semaine (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.19.2 Exposition au Canada

L'apport journalier estimé par inhalation et par ingestion varie. Certains ont établi l'apport moyen par inhalation à 14,8 $\mu g \cdot j^{-1}$ et l'apport maximal à 64,4 $\mu g \cdot j^{-1}$, l'ingestion par l'eau potable entre 16 et 18 $\mu g \cdot j^{-1}$, et l'ingestion de source alimentaire à 0,13 $mg \cdot j^{-1}$. D'autres fixent l'ingestion journalière jusqu'à 0,3 mg par jour et pensent que les aliments sont la source principale de plomb (Santé et Bien-être social Canada 1982).

On a signalé que l'eau potable canadienne avait une concentration moyenne de plomb de 7,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ au robinet (Santé et Bien-être social Canada 1982). Une étude poussée effectuée dans certaines villes du Canada utilisant des eaux de surface et des eaux souterraines indique que les concentrations médianes de plomb dans l'eau brute traitée et distribuée étaient inférieures ou égales à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Méranger et coll. 1979). Les concentrations maximales dans l'eau traitée et distribuée étaient de 95 et de 23 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement.

Quand l'eau est douce et qu'elle séjourne longtemps dans les tuyaux de branchement ou la plomberie, la concentration du plomb dans l'eau de robinet peut être élevée (Santé et Bien-être social Canada 1982; NAS 1982).

1.3.1.19.3 Traitement de l'eau

Bien que la plupart des évaluations de l'efficacité des traitements soient fondées sur des études en laboratoire ou en usine pilote, il semble que les procédés classiques de coagulation ou d'adoucissement à la chaux donnent une réduction importante du plomb. Il a été déterminé que la coagulation à l'alun peut éliminer entre 60-80 % du plomb à pH faible (de 6,5 à 7) et plus de 90 % à pH élevé (>9,5) (NAS 1977; Sorg et coll. 1978). Il a été signalé que le sulfate ferrique est plus efficace pour l'eau brute à faible turbidité et l'eau brute à forte teneur en plomb (Sorg et coll. 1978; U.S. EPA 1978b). L'adoucissement à la chaux à pH de 9-11 permet d'éliminer plus de 90 % du plomb (Naylor et Dague 1975; Sorg et coll. 1978; NAS 1982). Des techniques spéciales de traitement comme l'échange d'ions et l'osmose inverse pourraient aussi éliminer substantiellement le plomb (NAS 1977; Sorg et coll. 1978).

1.3.1.20 Sélénium

1.3.1.20.1 Recommandations existantes

Le sélénium est considéré comme un élément nutritif essentiel aux animaux, mais sa nécessité dans l'alimentation des êtres humains est douteuse (Santé et Bien-être social Canada 1982). Etant donné les relations complexes entre le sélénium et d'autres constituants alimentaires, il est difficile d'établir des concentrations considérées toxiques. Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 ont par conséquent fixé à 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable dans l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1979a). A cette concentration, l'eau potable ne représenterait que 10 % de l'ingestion totale de sélénium (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.20.2 Exposition au Canada

L'apport journalier total de sélénium par les aliments, l'air et l'eau a été estimé à 0,2 mg par personnne. A lui seul, l'apport journalier par les aliments serait de 0,17 $mg \cdot j^{-1}$ par personne, la contribution de l'eau et de l'air étant très faible (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Des données limitées indiquent que la concentration du sélénium dans l'eau potable canadienne est faible. Dans une étude, on signale que la plupart des concentrations sont inférieures à 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ et qu'aucune n'a dépassé 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.20.3 Traitement de l'eau

L'état d'oxydation des principales espèces du sélénium, la sélénite [Se(IV)] et le sélénate [Se(VI)], influent sur l'efficacité des procédés de traitement de l'eau. D'après les résultats d'études de laboratoire et d'essais *in vitro*, la coagulation au sulfate ferrique élimine de 40 à 80 % de la Se(IV), et l'adoucissement à la chaux jusqu'à 50 %, à pH élevé (Sorg et Logsdon 1978). Dans les mêmes études, il a été constaté que la coagulation à l'alun était beaucoup moins efficace et que les deux types de traitement classique n'éliminaient que de faibles quantités (10 %) de Se(VI).

Un procédé spécial faisant appel à des adsorbants d'alumine activée sur lit fixe, testé en laboratoire et en usine pilote, a permis d'éliminer plus de 90 % du Se(IV), à certains pH (l'efficacité diminue lorsque le pH est de 8 ou plus), mais une réduction importante du Se(VI) nécessite un très faible pH, soit de 4 (Hornung et coll. 1983).

1.3.1.21 Sulfates

1.3.1.21.1 Recommandations existantes

La concentration maximale acceptable des sulfates est de 500 $mg \cdot L^{-1}$ au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Les principaux problèmes associés aux sulfates sont la catharsis, l'irritation gastro-intestinale et le mauvais goût de l'eau. La recommandation existante a été choisie pour prévenir la diarrhée qu'attraperaient les enfants s'ils buvaient de l'eau contenant plus de 600 $mg \cdot L^{-1}$ de sulfate de magnésium. Le seuil gustatif pour le sulfate de sodium est de 200 à 500 $mg \cdot L^{-1}$; celui des autres sulfates est plus élevé (Santé et Bien-être social Canada 1982). La concentration des sulfates de certaines eaux de surface peut subir de grandes variations saisonnières, et ce fait devrait être pris en considération lors de l'évaluation de sources d'eau.

1.3.1.21.2 Exposition au Canada

On ne possède pas de données canadiennes sur l'apport des sulfates; aux Etats-Unis, les apports signalés par les aliments et l'air sont de 453 et de 0,2 $mg \cdot j^{-1}$ respectivement. La part de l'eau potable a été estimée à moins de 116 $mg \cdot j^{-1}$ pour la plupart des Canadiens, bien que certaines eaux puissent apporter plus de 1000 $mg \cdot j^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

La concentration des sulfates dans l'eau potable peut varier beaucoup au Canada, particulièrement lorsqu'on utilise des sources souterraines. Pour certaines provinces, les intervalles signalés sont de moins de 10 $mg \cdot L^{-1}$ à 1795 $mg \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.21.3 Traitement de l'eau

En raison de la très grande solubilité des sulfates, les procédés classiques de traitement ne permettent pas de les éliminer pour la plupart. L'emploi de coagulants à l'aluminium ou au sulfate de fer peut même avoir pour effet d'accroître légèrement la teneur en sulfates.

Il faut avoir recours à des techniques de dessalement, comme l'échange d'ions, l'osmose inverse, l'électrodialyse et la congélation, pour éliminer les sulfates. Ces procédés peuvent être utilisés pour traiter l'eau en totalité ou en partie, selon les possibilités de mélange par rapport aux sulfates et autres constituants dissous. Abstraction faite des contraintes économiques et d'exploitation, les techniques actuelles permettent donc d'éliminer substantiellement les sulfates (American Water Works Association 1971; Baker 1981).

1.3.1.22 Sulfures

1.3.1.22.1 Recommandations existantes

Les effets les plus perceptibles de la présence de sulfures et du sulfure d'hydrogène dans l'eau sont l'apparition d'un goût et d'odeurs désagréables. Les seuils gustatif et olfactif étant faibles, la concentration maximale acceptable des sulfures (sous forme de sulfure d'hydrogène) au Canada a été établie à 0,05 mg $\cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a).

1.3.1.22.2 Exposition au Canada

Il n'existe pas de données sur l'ingestion journalière de sulfures par les Canadiens. Les concentrations naturelles des sulfures dans l'air donneraient des ingestions journalières par l'air allant de 3 à 10 µg (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Il n'existe pas d'étude publiée sur les concentrations des sulfures dans les approvisionnements en eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.22.3 Traitement de l'eau

L'élimination des sulfures, dont le succès dépend des espèces présentes et des facteurs qui en sont la cause, pourrait se faire à la source de l'eau brute, au cours du traitement, ou par des mesures empêchant leur production à l'intérieur du réseau de distribution.

Le traitement à la source comprend l'utilisation de l'aération en vue d'oxyder les sulfures ou, surtout, l'élimination du sulfure d'hydrogène dissous par volatilisation. L'aération peut aussi être utilisée pour empêcher la formation d'une couverture de glace et, par conséquent, réduire au minimum l'incidence des facteurs qui sont à l'origine de la production ou de la concentration des sulfures.

Les procédés de traitement en usine permettant d'éliminer les sulfures comprennent l'aération, la précipitation des métaux et l'oxydation chimique. Les oxydants chimiques possibles sont le chlore, le permanganate de potassium, l'ozone et les ferrates. Il est possible par des moyens raisonnables de réduire la concentration du sulfure d'hydrogène à moins de 0,05 mg $\cdot L^{-1}$ (Prakash 1977). Le maintien de conditions convenables d'oxydation et la prévention de la croissance de bactéries réductrices des sulfates peuvent compenser la production de sulfures dans le réseau interne.

1.3.1.23 Uranium

1.3.1.23.1 Recommandations existantes

La concentration maximale acceptable de 20 µg $\cdot L^{-1}$ établie dans les recommandations canadiennes actuelles, fondées sur la toxicité chimique de l'uranium (Santé et Bien-être social Canada 1979a), est de moitié inférieure environ à l'apport sans effet (U.S. EPA 1978b). L'uranium n'est pas considéré comme un élément essentiel aux êtres humains (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Les recommandations de 1978 sont en train d'être mises à jour et incorporeront les résultats de récentes études, mais ne seront pas prêtes à temps pour être incluses dans la présente édition. Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 peuvent être adaptées aux conditions locales et sont donc susceptibles de différer d'un endroit à un autre.

1.3.1.23.2 Exposition au Canada

Il n'existe pas de données exactes sur l'apport d'uranium au Canada, mais selon les estimations, l'apport journalier total ne dépasserait pas 3 µg, et l'ingestion par les aliments serait d'environ 1,4 µg $\cdot j^{-1}$. Des données sur l'eau potable provenant d'un certain nombre de villes canadiennes et fondées sur des échantillons composites prélevés mensuellement indiquent que les concentrations normales sont inférieures à 1 µg $\cdot L^{-1}$, avec une concentration maximale enregistrée de 6 µg $\cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.1.23.3 Traitement de l'eau

Les études sur l'élimination de l'uranium par les procédés de traitement de l'eau potable sont limitées. Une étude de certaines installations existantes a été entreprise aux Etats-Unis en vue de déterminer la variation de la concentration de l'uranium aux étapes importantes de traitement (White et Bondietti 1983). D'après l'ensemble des résultats, la coagulation (à l'alun, aux sels de fer, à la chaux et aux polymères) et les variations de pH sont inefficaces pour éliminer l'uranium à partir des eaux brutes qui en contenaient jusqu'à 15,9 µg $\cdot L^{-1}$. Selon d'autres études à l'échelle de laboratoire, l'ajout de chaux et de carbonate de magnésium pourrait réduire substantiellement la concentration de l'uranium dans des conditions optimales de pH et de concentrations de magnésium. Toujours d'après les mêmes études, la coagulation est un procédé assez efficace à valeurs critiques de pH. Un traitement spécial à résine échangeuse d'anions fortement basique a aussi été expérimenté avec succès et a permis d'éliminer 99 % d'une charge de 83 µg $\cdot L^{-1}$; ce traitement pourrait avoir ainsi des applications pratiques dans de petites installations (Lee et Bondietti 1983).

1.3.1.24 Zinc

1.3.1.24.1 Recommandations existantes

La concentration maximale acceptable actuelle au Canada, qui est de 5,0 mg $\cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a), est fondée sur des raisons organoleptiques (Santé et Bien-être social Canada 1982). Le zinc est considéré comme un élément essentiel aux êtres humains (NAS 1980a; Santé et Bien-être social Canada 1982). Des problèmes organoleptiques comme un goût et une apparence indésirables se manifestent à des concentrations inférieures à celles associées aux risques sanitaires.

1.3.1.24.2 Exposition au Canada

L'apport par les aliments, considérés comme étant la plus grande source d'ingestion de zinc, serait de 15,2 à 19,9 mg $\cdot j^{-1}$ dans un régime alimentaire représentatif au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1982). Les ingestions moyennes par l'eau potable se situent entre 0,4 mg $\cdot j^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982) et 65 µg $\cdot j^{-1}$ ou moins (Méranger et coll. 1979). L'apport par l'air semble être

relativement négligeable (Santé et Bien-être social Canada 1982).

D'après des données limitées, les concentrations de zinc dans l'eau potable canadienne sont généralement inférieures à 0,2 $mg \cdot L^{-1}$, bien que des concentrations de l'ordre de 2 $mg \cdot L^{-1}$ aient été observées (Santé et Bien-être social Canada 1982). D'après une autre étude, il existe des concentrations médianes de 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ ou moins dans l'eau brute, traitée et distribuée, d'origine superficielle ou souterraine (Méranger et coll. 1979). La concentration maximale dans l'eau distribuée est de 0,2 $mg \cdot L^{-1}$.

Des augmentations de la quantité de zinc dans les systèmes de distribution, provoquées par lixiviation ou corrosion de tuyaux galvanisés ou de raccords en laiton, ont été signalées dans des ouvrages d'épuration canadiens et américains (Méranger et coll. 1979; Santé et Bien-être social Canada 1982; NAS 1982). Des composés de zinc peuvent aussi être ajoutés à des fins de protection contre la corrosion (NAS 1982), bien qu'il n'existe aucune donnée sur la fréquence de la pratique de cette technique au Canada.

1.3.1.24.3 Traitement de l'eau

On possède peu de données sur l'efficacité des traitements à éliminer le zinc. D'après des études sur les eaux usées, la coagulation à l'alun avec des pH de 6,5 à 7 aurait produit des éliminations inférieures à 30 %, alors que l'adoucissement à la chaux, avec des pH de 9,5 à 10, aurait produit des éliminations de 60 à 90 % (NAS 1977). Une étude menée sur les ouvrages d'épuration au Canada a permis de constater que la concentration de zinc dans l'eau traitée pouvait être inférieure ou supérieure à celle de l'eau brute (Méranger et coll. 1979). On s'attend que le succès de l'élimination du zinc dépende de son espèce, de ses liaisons avec les différentes particules et du pH du procédé de traitement. A faible pH, les eaux douces gênent probablement l'élimination du zinc. Cette élimination est généralement un objectif de traitement secondaire ou accessoire.

1.3.2 Paramètres organiques

1.3.2.1 Acide nitrilotriacétique (ANT)

1.3.2.1.1 Recommandations existantes

L'acide nitrilotriacétique est mal absorbé par l'organisme humain et les risques pour la santé semblent être relativement faibles (Santé et Bien-être social Canada 1982). Au Canada, la concentration maximale acceptable de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau potable découle d'un seuil posant un risque négligeable de cancer (Santé et Bien-être social Canada 1979a).

1.3.2.1.2 Exposition au Canada

L'apport journalier moyen d'ANT serait de 5,6 µg pour les Canadiens, et serait attribuable uniquement à l'eau (Santé et Bien-être social Canada 1982). Dans l'établissement de ce chiffre, il a été présumé que la concentration moyenne d'ANT dans l'eau potable est de 2,8 $\mu g \cdot L^{-1}$, valeur obtenue d'une étude dans laquelle il a été observé que la concentration du produit dans l'eau potable variait entre 0,2 et 30,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Malaiyandi et coll. 1979).

1.3.2.1.3 Traitement de l'eau

Il est difficile d'obtenir des données détaillées sur l'évaluation des procédés d'élimination de l'ANT pendant le traitement de l'eau. Des études menées sur le traitement des eaux d'égout indiquent que l'ANT est biodégradable, mais qu'il n'est pas facilement adsorbé par les solides et, par conséquent, qu'il est de décantation difficile (Rudd et Hamilton 1972; Prakash 1977; Matheson 1977). L'oxydation, considérée comme un procédé de traitement probablement efficace, a été examinée en laboratoire avec du chlore, du dioxyde de chlore et de l'ozone (Hrubec et coll. 1984). Les désinfectants au chlore, à dosages courants dans le traitement de l'eau, dégradent peu l'ANT alors que l'ozone, à plus de 4 $mg \cdot L^{-1}$, le détruit presque totalement. Il semble que le charbon actif soit capable d'adsorber l'ANT (Prakash 1977).

L'étude de données sur la teneur en ANT d'eaux brutes et traitées pour un grand nombre de centres canadiens indique que l'ANT est mal éliminé, même si on utilise une gamme raisonnable de procédés (Malaiyandi et coll. 1979). Cette constatation semble être en accord avec d'autres observations, à savoir que les procédés habituels de purification sont peu susceptibles d'éliminer l'ANT en quantités appréciables (Prakash 1977). La formation de produits indésirables par la chloration de l'ANT n'a pas été démontrée (Hrubec et coll. 1984).

1.3.2.2 Aldrine*

1.3.2.2.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent à 0,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable de l'aldrine et de la dieldrine dans l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1979a). L'apport journalier admissible (AJA) d'aldrine et de son produit de transformation, la dieldrine, a été établi à 0,1 $\mu g \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$. Il est tenu compte dans ce chiffre d'une marge de 20 % pour une personne de 70 kg buvant 2 $L \cdot j^{-1}$ d'eau (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.2.2 Exposition au Canada

L'ingestion journalière signalée d'aldrine et de dieldrine totale pour certaines villes du Canada varie de 1 à 4 $\mu g \cdot j^{-1}$ par personne (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Les dosages connus de ces produits dans l'eau potable canadienne sont rares; les concentrations signalées se situent entre 0,7 et 6,0 $ng \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.2.3 Traitement de l'eau

On ne possède que peu de renseignements sur l'effet du traitement de l'eau sur l'aldrine. Etant donné ses caractéristiques, l'élimination par aération de ce produit est probablement minime (Kavanaugh et Trussell 1980). On signale que le rendement de la coagulation n'est que d'environ 10 % (Edzwald et

---

* Voir aussi la section 1.3.2.7.

coll. 1979). Des procédés de traitement spéciaux comme l'ozonation ou l'adsorption sur charbon actif granulaire seraient des procédés raisonnablement efficaces, bien qu'on ne dispose pas de données (Gomella 1972; NAS 1980b; Dobbs et Cohen 1980).

1.3.2.3 Chlordane

1.3.2.3.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent la concentration maximale acceptable pour tous les isomères du chlordane à 7 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Il est tenu compte dans ce chiffre d'une marge de 20 % de l'apport journalier admissible (1,0 $\mu g \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$) pour une personne de 70 kg buvant 2 L d'eau potable par jour (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.3.2 Exposition au Canada

Les données sur l'eau potable sont très limitées; dans deux villes du Canada, les concentrations sont de 0,05 et 5 $ng \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.3.3 Traitement de l'eau

On trouve difficilement des données sur l'efficacité du traitement classique de l'eau à éliminer le chlordane. Si le chlordane est réduit de la même façon que les autres cyclodiènes, comme la dieldrine et l'endrine, la coagulation et la filtration pourraient en éliminer de 35 à 55 %. Les caractéristiques d'adsorption sur le charbon actif pour le chlordane semblent être favorables (NAS 1980a; Dobbs et Cohen 1980) mais les données sur l'application du traitement font défaut.

Le seuil de perception de l'odeur du chlordane est faible (0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Sigworth 1965), ce qui peut influer sur les caractéristiques du traitement.

1.3.2.4 2,4-D

1.3.2.4.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent la concentration maximale acceptable du 2,4-D à 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a), chiffre dérivé du cinquième de l'apport journalier admissible (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.4.2 Exposition au Canada

On ne dispose d'aucune donnée publiée sur les concentrations mesurées du 2,4-D dans les ouvrages publics d'épuration de l'eau au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.4.3 Traitement de l'eau

Il a été constaté que les procédés classiques de traitement de l'eau étaient inefficaces pour éliminer le 2,4-D à fortes concentrations (U.S. EPA 1978a). La chloration des eaux contenant du 2,4-D peut accentuer les problèmes organoleptiques (McDonald 1986).

Le seul procédé possible, facilement réalisable, semble être l'adsorption sur charbon actif. L'utilisation de charbon actif pulvérulent permet d'obtenir des réductions de la concentration de 1,0 et 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ du sel de sodium et des esters du 2,4-D, à des dosages se situant entre 31 $mg \cdot L^{-1}$ et 14 $mg \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1978a).

1.3.2.5 DDT

1.3.2.5.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent à 0,03 $mg \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable de tous les isomères du DDT (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Ce chiffre dérive de l'apport journalier admissible (5 $\mu g \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$) pour une personne de 70 kg buvant 2 $L \cdot j^{-1}$ d'eau, rabattu de 20 % (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.5.2 Exposition au Canada

Des analyses d'aliments faites dans certaines villes canadiennes entre 1969 et 1973 ont indiqué que l'ingestion journalière de tous les isomères du DDT se situait entre 7 et 18 μg par personne (Santé et Bien-être social Canada 1982).

On a trouvé une donnée sur la qualité de l'eau potable: dans un échantillon d'eau de robinet prélevé à Ottawa, la concentration de tous les isomères du DDT était de 0,05 $ng \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.5.3 Traitement de l'eau

Bien que les procédés classiques d'oxydation soient relativement inefficaces, il est signalé que la coagulation chimique à l'alun ou aux sels ferriques et la filtration éliminent le DDT à des taux de 30 à 98 % (Robeck et coll. 1965; Edzwald et coll. 1979). La nature du sorbant particulaire utilisé dans la clarification peut influer sur le rendement du procédé. Compte tenu de la fiabilité des données existantes mais aussi du manque de données d'exploitation à l'échelle réelle, on propose de présumer un taux d'élimination par traitement classique de l'ordre de 25 % (McDonald 1986).

Bien que les données sur son rendement soient rares, l'adsorption sur charbon actif granulaire semble permettre de ramener la concentration du DDT à 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Sigworth 1965; NAS 1980b; Dobbs et Cohen 1980).

1.3.2.6 Diazinon

1.3.2.6.1 Recommandations existantes

L'apport journalier admissible de diazinon a été établi à 2 $\mu g \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$. Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent à 14 $\mu g \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Il est tenu compte dans ce chiffre d'une marge de 20 % pour une personne de 70 kg buvant 2 litres d'eau par jour (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.6.2 Exposition au Canada

Il est difficile d'obtenir des données sur l'ingestion spécifique de diazinon par les aliments. L'ingestion de pesticides

organophosphatés par les aliments pour certaines villes du Canada varie de 1,0 à 5,0 $\mu g \cdot j^{-1}$ par personne (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.6.3 Traitement de l'eau

Il est difficile d'obtenir des données sur l'élimination du diazinon par les procédés de traitement de l'eau potable. D'autres pesticides organophosphatés (malathion et parathion) sont mal éliminés par la coagulation (Edzwald et coll. 1979). De la même façon, il a été signalé que le groupe de pesticides n'est adsorbé que modérément (élimination atteignant 50 %) à faibles concentrations (de 0,05-0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$) sur le charbon actif granulaire (van Lier et coll. 1983).

1.3.2.7 Dieldrine*

1.3.2.7.1 Recommandations existantes

L'apport journalier admissible de la dieldrine et de l'aldrine a été établi à 0,1 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982). Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent la concentration maximale acceptable de la dieldrine et de l'aldrine dans l'eau potable à 0,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Il est tenu compte dans ce chiffre d'une marge de 20 % pour une personne de 70 kg buvant 2 $L \cdot j^{-1}$ d'eau (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.7.2 Exposition au Canada

L'ingestion signalée de dieldrine et d'aldrine de source alimentaire pour certaines villes du Canada varie de 1 à 4 $\mu g \cdot j^{-1}$ par personne (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Les dosages connus de la dieldrine et de l'aldrine dans l'eau potable canadienne sont limités; les concentrations signalées se situent entre 0,05 et 5,0 $ng \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.7.3 Traitement de l'eau

On ne possède que peu de renseignements sur l'élimination de la dieldrine par les procédés de traitement de l'eau. La dieldrine, dont la constante de la loi de Henry est très faible, aurait des caractéristiques de partage air/eau défavorables et par conséquent les avantages de l'aération seraient probablement limités (Kavanaugh et Trussell 1980; Hess et coll. 1983). Le rendement du procédé de coagulation est mauvais, les taux se situant entre 10 et 55 % pour la coagulation à l'alun à faibles concentrations de dieldrine (Edzwald et coll. 1979).

Un traitement spécial à l'adsorption sur charbon actif pourrait probablement être utilisé efficacement. Les propriétés d'adsorption de la dieldrine sont bonnes (NAS 1980b; Dobbs et Cohen 1980). Les résultats d'essais pilotes sur colonne de charbon actif granulaire indiquent que les taux d'élimination peuvent atteindre plus de 90 % pour des concentrations aussi élevées que 4,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ (McCreary et Snoeyink 1977).

* Voir aussi la section 1.3.2.2.

1.3.2.8 Endrine

1.3.2.8.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent à 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable de l'endrine (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Cette concentration est légèrement inférieure à 20 % de l'apport journalier admissible (0,04 $\mu g \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$) pour une personne de 70 kg buvant 2 $L \cdot j^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.8.2 Exposition au Canada

La concentration de l'endrine dans l'eau potable de deux villes du Canada variait de 0,05 à 7,0 $ng \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.8.3 Traitement de l'eau

Le rendement des procédés classiques de traitement de l'eau pour éliminer l'endrine serait le même que pour les autres cyclodiènes. Il a été signalé que le procédé de coagulation-filtration donne un taux d'élimination de 35 % pour des eaux contenant de 1 à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'endrine (Robeck et coll. 1965). Cependant, d'autres auteurs indiquent que le procédé est relativement inefficace (U.S. EPA 1978b; Edzwald et coll. 1979).

L'adsorption sur charbon actif peut éliminer l'endrine. La capacité d'adsorption du charbon actif granulaire et l'intervalle de la concentration d'équilibre semblent favorables (NAS 1980b; Dobbs et Cohen 1980). Des réductions jusqu'à 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ ont été obtenues dans des essais d'adsorption sur charbon actif avec de l'eau de rivière artificiellement contaminée (Robeck et coll. 1965).

1.3.2.9 Epoxyheptachlore

1.3.2.9.1 Recommandations existantes

Aux fins des débats sur la qualité de l'eau potable, l'époxyheptachlore et l'heptachlore (section 1.3.2.10) sont étudiés ensemble. Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent à 3,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable de ces deux hydrocarbures chlorés (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Il est tenu compte dans ce chiffre d'une réduction de 20 % de l'apport journalier admissible (0,5 $\mu g \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$) pour une personne de 70 kg buvant 2 $L \cdot j^{-1}$ d'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.9.2 Exposition au Canada

Dans une ville du Canada, la concentration de l'époxyheptachlore était de 0,05 $ng \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982). Il est difficile d'obtenir d'autres données sur ce produit.

1.3.2.9.3 Traitement de l'eau

Il est difficile d'obtenir des données sur l'efficacité des procédés classiques de traitement de l'eau en ce qui a trait à l'élimination de l'époxyheptachlore. Il y a lieu de croire que

l'efficacité des procédés de coagulation-filtration est assez faible, comme dans le cas du traitement des autres cyclodiènes (McDonald 1986).

Le charbon actif granulaire a une très grande capacité d'adsorption pour l'époxyheptachlore (Dobbs et Cohen 1980). On ne possède aucune donnée permettant de confirmer si l'adsorption est aussi efficace que prévue.

1.3.2.10 Heptachlore

1.3.2.10.1 Recommandations existantes

Aux fins des débats sur la qualité de l'eau potable, l'heptachlore et l'époxyheptachlore (section 1.3.2.9) sont étudiés ensemble. Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent à 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable de ces deux hydrocarbures chlorés (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Il est tenu compte dans ce chiffre d'une réduction de 20 % de l'apport journalier admissible (0,5 $\mu g \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$) pour une personne de 70 kg buvant 2 $L \cdot j^{-1}$ d'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.10.2 Exposition au Canada

Des analyses de l'eau potable des villes du Canada, effectuées dans deux villes, ont signalé des concentrations d'heptachlore variant de 0,05 $ng \cdot L^{-1}$ à 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.10.3 Traitement de l'eau

On ne possède que peu de renseignements sur l'élimination de l'heptachlore par les procédés classiques de traitement de l'eau. L'heptachlore pourrait être éliminé par aération. L'efficacité des procédés de coagulation-filtration pourrait être relativement faible, comme dans le cas du traitement des autres cyclodiènes (McDonald 1986).

Le charbon actif granulaire a une très forte capacité d'adsorption pour l'heptachlore (NAS 1980b; Dobbs et Cohen 1980). On ne possède aucune donnée pour confirmer la viabilité de ce procédé spécial de traitement.

1.3.2.11 Hexachlorocyclohexane (lindane)

1.3.2.11.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent la concentration maximale acceptable de lindane (isomère γ de l'hexachlorocyclohexane) dans l'eau potable à 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a), valeur fondée sur un apport journalier admissible de 6 $\mu g \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ pour une personne moyenne de 70 kg. L'application d'un facteur de sécurité de 20 % pour tenir compte des diverses sources d'eau donne une concentration acceptable de 4,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour une consommation de 2 $L \cdot j^{-1}$ d'eau (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.11.2 Exposition au Canada

On ne possède que très peu de données sur les concentrations de lindane dans l'eau potable. Les concentrations signalées dans deux villes sont assez faibles et varient de 0,4 à 11 $ng \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.11.3 Traitement de l'eau

L'efficacité du traitement de l'eau a été essentiellement établie par des essais en laboratoire ou en usine pilote. Les procédés classiques de traitement de l'eau de surface se sont révélés relativement inefficaces pour l'élimination du lindane (U.S. EPA 1978a). Le procédé de traitement le plus favorable est l'adsorption sur charbon actif. Par contre l'élimination est relativement efficace quand le traitement classique s'accompagne d'un traitement au charbon actif pulvérulent ou granulaire, le taux d'élimination se situant alors entre 80 et 90 %, selon le dosage, le type de charbon et la concentration du lindane (U.S. EPA 1978a; Wood et DeMarco 1979).

1.3.2.12 Méthoxychlore

1.3.2.12.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978, fixent à 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable du méthoxychlore (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Il est tenu compte dans ce chiffre d'une marge de 20 % de l'apport journalier admissible (0,02 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$) pour une personne de 70 kg buvant 2 L d'eau par jour (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.12.2 Exposition au Canada

On ne possède qu'un seul dosage pour l'eau potable au Canada; il est de 0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.12.3 Traitement de l'eau

L'évaluation de l'efficacité du traitement de l'eau en ce qui a trait à l'élimination du méthoxychlore est principalement fondée sur des études de laboratoire. La coagulation à l'alun ou au sulfate ferrique est assez efficace pour de l'eau contenant de 1 à 10 $mg \cdot L^{-1}$ de méthoxychlore; les taux de réduction varient de 73 à 93 %, mais les résidus contiennent plus de 0,15 $mg \cdot L^{-1}$. L'adoucissement chaux-soude a donné des taux de réduction allant de 48 à 97 %, mais là encore, les résidus contiennent plus de 0,15 $mg \cdot L^{-1}$ (Steiner et Singley 1979).

L'adsorption sur charbon actif granulaire est assez efficace en laboratoire, la concentration du méthoxychlore passant de 1 à 10 $mg \cdot L^{-1}$ à moins de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ (Steiner et Singley 1979).

1.3.2.13 Parathion

1.3.2.13.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent à 35 $\mu g \cdot L^{-1}$ la concentration maximale acceptable du parathion (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Ce chiffre semble avoir été établi à partir d'un apport journalier admissible de 0,5 $\mu g \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ pour une personne de 70 kg buvant 2 L d'eau potable par jour, avec application

d'une marge de sécurité de 20 % (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.13.2 Exposition au Canada

Il est difficile d'obtenir des données sur l'exposition au Canada pour ce pesticide organophosphoré. Des études menées sur les régimes alimentaires d'habitants de certaines villes du Canada et portant sur l'ensemble des pesticides organophosphatés ont indiqué que les ingestions se situent entre 1 et 5 $\mu g \cdot j^{-1}$ par personne (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.13.3 Traitement de l'eau

Des essais d'élimination du parathion en installations pilotes ont été faits avec divers procédés: l'oxydation chimique, la coagulation-filtration, l'adoucissement et l'adsorption sur charbon actif. Les concentrations de parathion étaient de l'ordre de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$. De fortes concentrations de chlore ont été efficaces, mais certains s'inquiéteront peut-être de la formation de paraoxon. Les réductions obtenues par coagulation-filtration et adoucissement n'étaient que de l'ordre de 20 et 10 % respectivement (Robeck et coll. 1965).

L'adsorption sur charbon actif granulaire a donné des éliminations de 90 %, mais le parathion peut entrer en compétition avec d'autres hydrocarbures chlorés et être déplacé par ceux-ci. L'expérience des Pays-Bas montre que l'adsorption des pesticides phosphatés à concentrations relativement faibles est modérée (de 20 à 50 %) (van Lier et coll. 1983).

1.3.2.14 Parathion-méthyl

1.3.2.14.1 Recommandations existantes

La concentration maximale acceptable fixée dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 pour le parathion-méthyl est de 7 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Cette valeur a été établie d'après l'apport journalier admissible de 1 $\mu g \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ auquel est appliqué un facteur de sécurité de 20 % pour une personne de 70 kg buvant 2 L d'eau potable par jour (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.14.2 Exposition au Canada

Il est difficile d'obtenir des données sur l'exposition à ce pesticide organophosphoré spécifique au Canada. D'après des études portant surtout sur la présence des pesticides organophosphorés dans les aliments et menées dans certaines villes du Canada, l'ingestion journalière par les aliments varie de 1 à 5 $\mu g \cdot j^{-1}$ par personne (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.14.3 Traitement de l'eau

Il est difficile d'obtenir des données sur les caractéristiques et l'efficacité des traitements du parathion-méthyl présent dans l'eau. L'efficacité des traitements pourrait être la même que pour le parathion.

1.3.2.15 Phénols

1.3.2.15.1 Recommandations existantes

Bien que les composés phénoliques et les dérivés halogénés des phénols soient toxiques pour l'homme à hautes concentrations, les seuils gustatif et olfactif apparaissent à des concentrations beaucoup plus faibles que les seuils de toxicité et ce sont par conséquent les qualités organoleptiques qui prédominent. La concentration maximale acceptable est de 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'eau potable canadienne (Santé et Bien-être social Canada 1979a). La chloration donne à l'eau un goût et une odeur inacceptables à des concentrations de phénol supérieures à 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.15.2 Exposition au Canada

L'apport journalier total de phénols au Canada par l'air, les aliments et l'eau potable a été estimé à 9 mg environ. La contribution de l'eau potable seule serait de seulement 2 $\mu g \cdot j^{-1}$. Les apports environnementaux semblent être beaucoup plus faibles que ceux du tractus gastro-intestinal (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Il existe peu d'études sur les concentrations des phénols dans l'eau potable canadienne. Il a été signalé que dans un approvisionnement en eau de l'Ontario, la concentration atteignait 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.15.3 Traitement de l'eau

Le traitement à utiliser pour éliminer les phénols dépend du type des composés phénoliques. En ce qui concerne les phénols simples, les procédés possibles de traitement de l'eau potable sont, entre autres, l'oxydation et l'adsorption. L'élimination des phénols par coagulation classique au sel de fer ou d'aluminium se situe probablement à 10 % ou moins (Semmens et Ayers 1985).

Les produits chimiques pouvant être utilisés dans l'oxydation sont le chlore, le dioxyde de chlore et l'ozone (American Water Works Association 1971). L'oxydation au chlore qui fait appel à l'acide hypochloreux est difficile, car il peut y avoir formation de chlorophénols dont les seuils organoleptiques sont plus faibles (Lee 1967) et une superchloration peut être nécessaire pour assurer une oxydation complète. Le dioxyde de chlore et l'ozone peuvent avoir une assez bonne efficacité (American Water Works Association/American Society of Civil Engineers/Conference of State Engineers 1971; NAS 1980b), mais nécessitent des traitements spéciaux.

L'adsorption sur charbon actif est aussi un procédé possible de traitement. A faibles concentrations de phénols (10 $\mu g \cdot L^{-1}$), la demande en charbon est relativement réalisable (18 $mg \cdot L^{-1}$ de charbon actif pulvérulent pour atteindre 1 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Dobbs et Cohen 1980).

1.3.2.16 2,4,5-TP

1.3.2.16.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 fixent à 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ la concentration maximale

acceptable du 2,4,5-TP (fenoprop) (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Ce chiffre a été obtenu par réduction de 20 % de l'apport journalier admissible (0,002 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$) pour une personne de 70 kg buvant 2 L par jour (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.16.2 Exposition au Canada

Il n'existe pas de donnée sur l'apport de 2,4,5-TP par l'air, les aliments et l'eau potable chez les Canadiens.

1.3.2.16.3 Traitement de l'eau

Il est difficile d'obtenir des données sur le traitement de l'eau potable pour en éliminer le 2,4,5-TP. Des études limitées, à l'échelle pilote, ont montré que la chloration ne permet de réaliser qu'une réduction inférieure à 10 % et que la coagulation plus la filtration éliminent environ 63 % du 2,4,5-T quand sa concentration est de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ (Robeck et coll. 1965). Les mêmes études ont montré que la réduction du 2,4,5-T était de 90 % par adsorption sur charbon actif. Il n'existe aucune étude sur la similarité de la réponse pour le 2,4,5-TP. On soupçonne que sa forme et sa concentration dans l'eau brute sont des facteurs importants. Le composé pourrait aussi agir défavorablement sur les qualités organoleptiques des approvisionnements en eau potable.

1.3.2.17 Toxaphène

1.3.2.17.1 Recommandations existantes

Les calculs utilisés dans la documentation à l'appui des Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 indiquent une limite maximale acceptable de 8,8 $\mu g \cdot L^{-1}$, qui est légèrement plus élevée que le seuil de perception de l'odeur (5,2 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Santé et Bien-être social Canada 1982). La concentration maximale acceptable actuelle a donc été établie à 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour des raisons organoleptiques (Santé et Bien-être social Canada 1979a).

1.3.2.17.2 Exposition au Canada

L'exposition des Canadiens au toxaphène semble être assez minime, car ce produit n'a été décelé que dans 0,6 % des échantillons de nourriture prélevés dans des villes du Canada et n'a pas été décelé du tout dans les approvisionnements en eau potable. Il n'existe aucune donnée quantitative relative à l'ingestion de ce produit (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.2.17.3 Traitement de l'eau

Il semble qu'il y ait peu de renseignements publiés sur l'efficacité des procédés de traitement de l'eau pour éliminer le toxaphène ou tout autre composant qui constitue ce mélange, peut-être parce que peu de problèmes se sont posés et que les besoins perçus sont faibles. Le toxaphène adsorbé sur des particules décantables ou en suspension peut être éliminé partiellement par sédimentation ou filtration, bien qu'il n'existe aucune donnée quantitative sur ce point (Guyer et coll. 1971). Il a été signalé que la coagulation-filtration du toxaphène (probablement soluble) est inefficace (élimination inférieure à 10 %). Le traitement au chlore ou au dioxyde de chlore s'est aussi révélé inefficace (U.S. EPA 1978a).

L'adsorption sur charbon actif semble être un traitement réalisable, d'après les résultats d'essais limités effectués sur charbon actif pulvérulent (élimination de 93 %) et les faibles concentrations d'équilibre signalées pour le charbon actif granulaire (U.S. EPA 1978a; NAS 1980b; Suffet 1980). La constante de la loi de Henry est élevée pour le toxaphène, ce qui le rend susceptible d'être éliminé par entraînement à l'air (Kavanaugh et Trussell 1980).

1.3.2.18 Trihalométhanes

1.3.2.18.1 Recommandations existantes

La concentration maximale acceptable actuelle des trihalométhanes dans l'eau potable a été fixée à 0,35 $mg \cdot L^{-1}$ au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1979a), essentiellement parce qu'à ce niveau, le produit ne présenterait qu'un risque négligeable, particulièrement dans le cas du cancer (Santé et Bien-être social Canada 1982).

La formation des trihalométhanes étant reliée aux procédés de traitement de l'eau, la qualité de l'eau brute en termes de disponibilité et de concentration de précurseurs est un aspect important. Aucun effort ne doit être négligé pour réduire au minimum la présence des précurseurs dans les approvisionnements en eau brute.

1.3.2.18.2 Exposition au Canada

Les ingestions journalières moyennes pour les Canadiens sont difficiles à établir, car la concentration de ces composés dans l'eau potable varie d'un endroit à l'autre. Les ingestions estimées signalées pour les plus grands centres industrialisés vont de 0,1 $mg \cdot j^{-1}$ en hiver à 0,25 $mg \cdot j^{-1}$ en été (Santé et Bien-être social Canada 1982). Une grande partie de cette ingestion pourrait provenir de l'eau potable.

1.3.2.18.3 Traitement de l'eau

Comme l'indiquent les données publiées des études effectuées au Canada, les sources d'eau brute ne devraient contenir que peu ou pas de trihalométhanes (Santé et Bien-être social Canada 1982). Mais si besoin est, des procédés de traitement comme l'entraînement intensif à l'air ou l'adsorption sur charbon actif peuvent être utilisés pour éliminer les trihalométhanes (American Water Works Association 1982).

Les trihalométhanes (ou composés halogénés à un seul carbone) sont formés par la réaction d'un halogène comme le chlore et d'un précurseur comme l'acide humique ou fulvique. Un grand nombre d'études et de publications, consacrées au contrôle, à la production et à l'élimination des trihalométhanes, et le présent document ne donnent que les aspects fondamentaux des traitements. Il existe trois stratégies fondamentales d'élimination: élimination du précurseur, élimination des trihalométhanes produits et utilisation d'autres méthodes de désinfection. L'élimination du précurseur et la désinfection présentent certains avantages. La première pourrait faire intervenir des procédés comme le traitement et la régulation des sources, l'adsorption sur charbon actif, la coagulation ou la précipitation/filtration, ou l'oxydation à l'ozone

ou au permanganate de potassium. Il est possible de modifier les effets du chlore en utilisant des chloramines et d'autres points d'application pour le chlore. A certains égards, on peut diminuer la production des trihalométhanes mais c'est la possibilité de leur formation dans l'eau brute qui dicte en réalité les mesures nécessaires à prendre (American Water Works Association 1982).

1.3.3 Paramètres physiques

1.3.3.1 Couleur

1.3.3.1.1 Recommandations existantes

Bien que la coloration de l'eau puisse être indirectement liée à des problèmes de santé, sa décoloration se fait surtout pour des raisons d'apparence (Santé et Bien-être social Canada 1982). La coloration maximale acceptable, qui est actuellment de 15 UCV (unités de couleur vraie) au Canada, correspond au seuil de détection de la coloration de l'eau contenue dans un verre (Santé et Bien-être social Canada 1979a). La décoloration de l'eau potable offre d'autres avantages possibles, comme l'élimination de produits potentiellement toxiques.

1.3.3.1.2 Exposition au Canada

La couleur étant mesurée à l'aide d'une échelle relative et qualitative, il est impossible de chiffrer l'ingestion d'eau colorée. Il est difficile d'obtenir des données sur la couleur mesurée de l'eau potable canadienne (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.3.1.3 Traitement de l'eau

Les méthodes de décoloration dépendent de la nature des substances colorantes, comme les matières organiques ou métaux dissous, et d'autres caractéristiques de l'eau brute. La coloration de la majeure partie des eaux de surface est généralement associée à des substances humiques, principalement des acides fulviques dissous (American Water Works Association 1971; Santé et Bien-être social Canada 1982). La coagulation et la filtration sont les principaux procédés classiques de décoloration. La coagulation/floculation à base d'alun est efficace dans un écart de pH étroit, bien que l'addition de polyélectrolytes puisse être avantageuse (American Water Works Association 1971; Scheuch et Edzwald 1981; Edwards et Amirtharajah 1985). D'autres procédés de traitement à base d'ozone peuvent aussi être efficaces (Constantine 1982). Même dans les conditions optimales, il persiste une couleur résiduaire et pour réaliser une décoloration de l'ordre de 90 %, il faut en général choisir, réguler et exploiter avec grand soin le procédé de traitement (Scheuch et Edzwald 1981; Krofta et Wang 1982; Edwards et Amirtharajah 1985).

1.3.3.2 Odeur

1.3.3.2.1 Recommandations existantes

Bien que l'odeur soit considérée comme un indicateur de la présence éventuelle de problèmes de qualité de l'eau ou d'exploitation des ouvrages d'épuration, il est impossible d'établir une limite quantitative maximale acceptable en raison de l'absence de toute méthode objective de mesure (Santé et Bien-être social Canada 1982). Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 établissent simplement que l'eau devrait être "d'odeur inoffensive" (Santé et Bien-être social Canada 1979a).

1.3.3.2.2 Exposition au Canada

Il n'existe aucune donnée qui décrit soit quantitativement soit qualitativement les problèmes d'odeurs des eaux canadiennes. Etant donné la diversité des approvisionnements et des traitements, on présume que de tels problèmes ont dû se poser pour l'eau potable en divers endroits (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.3.2.3 Traitement de l'eau

De nombreux procédés de traitement éliminent accessoirement les odeurs ou les substances odorantes. Il s'agit entre autres des procédés fondamentaux d'oxydation chimique, de désinfection, de coagulation/floculation et de filtration. De plus, il est possible d'appliquer des procédés spécifiques pour désodoriser l'eau: aération ou entraînement à l'air, oxydation chimique (chlore, dioxyde de chlore, ozone, permanganate de potassium) et adsorption sur charbon actif (American Water Works Association 1971; Baker 1981). Il existe vraisemblablement des techniques pour éliminer la plupart des odeurs, mais l'importance des coûts ou des difficultés d'exploitation peut interdire la mise en oeuvre de certaines d'entre elles.

Dans certaines conditions, des odeurs peuvent être produites pendant les procédés de traitement à cause de la destruction incomplète d'un produit ou des réactions chimiques. Par exemple, la chloration peut former un trichlorure d'azote ou de chlorophénols (American Water Works Association 1971).

Les odeurs sont habituellement particulières à l'emplacement donné et les mesures d'élimination et de prévention utilisées dépendront de la nature de l'eau brute et de la technique disponible appropriée à l'installation.

1.3.3.3 Turbidité

1.3.3.3.1 Recommandations existantes

La réduction de la turbidité est considérée importante, à la fois pour des raisons de santé et organoleptiques. La turbidité peut nuire à la santé, car elle réduit l'efficacité de la désinfection et augmente la disponibilité d'éléments nutritifs biologiques, la formation de trihalométhanes ainsi que la concentration des métaux lourds et des biocides. L'actuel niveau de turbidité maximal acceptable est de 5 UNT (unité néphélométrique de turbidité) au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1979a).

1.3.3.3.2 Exposition au Canada

Il est difficile d'obtenir des données sur la turbidité des approvisionnements en eau au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1982). On s'attend que les installations capables de filtrer les approvisionnements en eau de surface produisent une eau de turbidité allant de 5 UNT à moins de 1 UNT, bien que la turbidité puisse être plus élevée à certains sites et à certaines époques de l'année. Les augmentations de tur-

bidité à l'intérieur des systèmes de distribution peuvent être attribuables à la remise en suspension des dépôts ou à la croissance d'organismes.

1.3.3.3.3 Traitement de l'eau

Il est possible de réduire la turbidité grâce à un certain nombre de méthodes et de procédés allant du captage et de l'emploi sélectifs de l'eau brute à de complexes trains de procédés de traitement à plusieurs étapes. La coagulation, suivie de la filtration à travers un milieu granulaire, est le procédé le plus largement utilisé pour éliminer les substances produisant la turbidité. D'autres procédés comme la filtration sur milieu poreux (terre à diatomées) peuvent aussi être utilisés. Il existe généralement des techniques de traitement qui permettent de produire des eaux potables de turbidité inférieure à 1 UNT. Les procédés de réduction de la turbidité rehaussent fréquemment la qualité globale de l'eau, car ils réduisent ou éliminent d'autres produits (American Water Works Association 1971).

1.3.4 Paramètres radiologiques

1.3.4.1 Radium, tritium, strontium, césium et iode

1.3.4.1.1 Recommandations existantes

Les concentrations maximales acceptables et cibles actuelles au Canada pour certains radionucléides correspondent respectivement à 1/100 et 1/1000 des limites de dose recommandées par l'International Commission on Radiological Protection pour une exposition professionnelle avec ingestion de 2 $L \cdot j^{-1}$ d'eau (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Ces limites sont indiquées au tableau 1-4.

Selon les mêmes recommandations, pour deux radionucléides ou plus qui affectent le même organe ou le même tissu, il y a lieu de considérer l'effet additif maximal (Santé et Bien-être social Canada 1979a). Il est en outre recommandé que les concentrations dans l'eau soient les plus faibles qu'il est raisonnablement possible de réaliser, compte tenu des facteurs socio-économiques (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.4.1.2 Exposition au Canada

Les concentrations de ^{226}Ra, ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs et ^{131}I dans l'eau potable canadienne et leurs contributions à l'apport total établies dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 (Pièces à l'appui) sont données au tableau 1-5.

1.3.4.1.3 Traitement de l'eau

Les renseignements qu'on peut obtenir facilement sur le traitement de l'eau potable pour en éliminer les radionucléides sont limités et se rapportent principalement au ^{226}Ra. A cause des caractéristiques de ces éléments, les procédés classiques de coagulation-floculation sont peu efficaces pour les isotopes solubles (American Water Works Association 1971).

Il serait possible d'éliminer jusqu'à 25 % du ^{226}Ra, bien qu'il puisse exister des difficultés de variabilité et de régulation (U.S. EPA 1978a; Sorg et Logsdon 1980). Des taux d'élimination plus petits, inférieurs à 15 et 1 %, ont été proposés pour le ^{90}Sr et le ^{131}I respectivement (Sorg et Logsdon 1980). Les procédés de précipitation, comme l'adoucissement à la chaux-soude, semblent être efficaces pour le ^{226}Ra et le ^{90}Sr. On a signalé des éliminations de 75 à 96 % pour le ^{226}Ra dans des usines normales traitant des approvisionnements en eau souterraine et de 84 à 95 % dans des installations pilotes, avec des pH allant de 10,5 à 11 pour une élimination maximale (Brinck et coll. 1978; Bennett 1978; Edwards et Amirtharajah 1985). Il a été signalé que les éliminations de strontium variaient de 67 à 96 % (U.S. EPA 1978a; Sorg et Logsdon 1980). Des usines faisant appel à des procédés classiques pour éliminer le fer et le manganèse ont donné des réductions de 11 à 53 %, l'élimination du radium semblant être liée à celle du manganèse (Matheson 1977).

Des méthodes spéciales de traitement à l'échange d'ions ou à osmose inverse peuvent aussi être appliquées. Il a été signalé que des méthodes faisant appel aux résines échangeuses de cation éliminent de 70 à 98 % de ^{226}Ra dans des usines normales traitant les eaux souterraines (Brinck et coll. 1978; Bennett 1978; Sorg et Logsdon 1980; Myers et coll. 1985). Des éliminations du ^{90}Sr allant jusqu'à 95 % dans les mêmes types d'installation ont aussi été signalées (Sorg et Logsdon 1980). L'osmose inverse, dans des usines américaines d'exploitation, a donné de fortes réductions (87 à 98 %) du ^{226}Ra (Naylor et Dague 1975; Sorg et Logsdon 1980). Des éliminations du ^{137}Cs et du ^{131}I de plus de 95 et de 90 % respectivement obtenues par osmose inverse ont aussi été signalées (U.S. EPA 1978a).

1.3.5 Paramètres microbiologiques

1.3.5.1 Microorganismes

1.3.5.1.1 Recommandations existantes

Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978 (Santé et Bien-être social Canada 1979a) énoncent que:

1. aucun échantillon ne devrait contenir plus de 10 coliformes totaux par 100 mL; et
2. au moins 90 % des échantillons prélevés pendant une période de 30 j doivent être exempts de coliformes; et
3. pas plus de deux échantillons prélevés consécutivement au même endroit ne doivent contenir de coliformes; et
4. aucun des coliformes décelés ne doit être de type coliforme fécal.

Soulignons qu'aucune analyse bactériologique des eaux ne peut remplacer une connaissance détaillée des conditions qui prévalent aux sources d'approvisionnement et dans le réseau de distribution. Tout ce qu'un rapport bactériologique peut démontrer, c'est qu'au moment de l'examen, des bactéries indicatives de pollution fécale se développent ou non dans les conditions utilisées en laboratoire. Un traitement efficace, comprenant une désinfection, devrait produire une eau exempte de coliformes, qui servent de bactéries indicatives, peu importe à quel point l'eau de la source était polluée. Il ne faut pas pour autant présumer que les recommandations garantissent l'obtention d'une eau potable de qualité adéquate à partir de toute source d'eau brute.

Tableau 1-4. Concentrations maximales acceptables et concentrations cibles de certains radionucléides

Radionucléide	Concentration maximale acceptable ($Bq \cdot L^{-1}$)	Concentration cible[1] ($Bq \cdot L^{-1}$)
^{226}Ra	1	0,1
^{3}H	40 000	4000
^{90}Sr	10	1
^{137}Cs	50	5
^{131}I	10	1

[1] Basée également sur des considérations d'ordre sanitaire.

Source: Santé et Bien-être social Canada 1979a.

Tableau 1-5. Concentrations des radionucléides dans l'eau potable canadienne et pourcentage de l'apport total par l'eau

Radionucléide	Concentration dans l'eau potable ($Bq \cdot L^{-1}$)	% de l'apport total par l'eau
^{226}Ra	0,004-0,007	20
^{3}H	ND[1]	<67
^{90}Sr	0,02	20
^{137}Cs	0,004	2
^{131}I	ND	négligeable

[1] ND = non décelable.

Source: Santé et Bien-être social Canada 1982.

1.3.5.1.2 Exposition au Canada

La qualité microbiologique de l'eau servant d'approvisionnement en eau potable varie considérablement d'une source à l'autre, certaines ne nécessitant aucun traitement et d'autres étant fortement contaminées par des microorganismes. Un traitement adéquat de l'eau garantit que l'eau distribuée au consommateur n'est pas contaminée.

Une analyse des microorganismes qui peuvent dégrader la qualité de l'eau potable est donnée au chapitre 2, exception faite toutefois des virus et de *Giardia lamblia*. Ce dernier parasite, qui soulève de plus en plus de préoccupations, est traité dans le paragraphe qui suit.

Giardia lamblia (protozoaire) est un parasite intestinal de l'homme et de la plupart des animaux à sang chaud. Aucun bassin versant ne peut être efficacement isolé de *Giardia*. La transmission se fait par l'eau contaminée, le parasite pouvant en outre être passé d'une personne à une autre ou provenir de réservoirs animaux d'infection. L'infection est habituellement causée par des kystes présents dans l'approvisionnement en eau; il en faut aussi peu que 10 pour causer la giardiase. Les symptômes, qui se manifestent au bout de 10 à 15 j, sont extrêmement variés: légère diarrhée, diarrhée très grave accompagnée de crampes, et anorexie. Cette dernière forme d'infection ne dure que quelques jours. La durée de la maladie est généralement de 6 à 7 semaines environ (Erlandsen et Meyer 1984).

Les virus diffèrent des bactéries à de nombreux égards. Tout d'abord, ils ne peuvent se reproduire à l'extérieur de leurs hôtes, et ne peuvent donc se multiplier dans l'eau. Ils ne font pas partie de la microflore humaine et n'apparaissent que chez les personnes infectées. Les virus sont présents dans les eaux polluées à des concentrations qui sont inférieures de nombreux ordres de grandeur à celles des bactéries coliformes, mais ils peuvent survivre beaucoup plus longtemps que les bactéries (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Aucune des méthodes de traitement courantes des eaux d'égout n'élimine à coup sûr les virus et, par conséquent, la plupart des virus, beaucoup plus infectieux que les bactéries, contaminent les eaux de surface. L'élimination des eaux domestiques et de matières solides sur le sol peut entraîner la pollution virale des eaux souterraines (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.3.5.1.3 Traitement de l'eau

Le traitement nécessaire à l'obtention d'une eau potable de bonne qualité dépend des caractéristiques de la source d'eau brute. Les procédés modernes de traitement peuvent permettre d'obtenir une eau potable à partir d'une source extrêmement polluée, mais autant que possible l'eau devrait être produite à partir d'une source de la meilleure qualité possible. Aucun effort ne devrait être négligé pour prévenir la pollution ou la combattre. Une surveillance étroite de la qualité des eaux brutes est nécessaire de sorte que les procédés de traitement puissent être ajustés à toutes les variations détectées.

Divers procédés de traitement, comme la coagulation-floculation, la sédimentation, la filtration et la désinfection, constituent de multiples barrières qui permettent d'éliminer les organismes pathogènes. La désinfection est une étape clé de la prévention des maladies d'origine hydrique. Une bonne clarification de l'eau améliore l'efficacité de la désinfection. Les agents de désinfection généralement utilisés sont le chlore et ses composés ainsi que l'ozone (Santé et Bien-être social Canada 1982).

En plus de son efficacité comme germicide, le chlore est un bon décolorant de l'eau; il en améliore le goût et l'odeur, enraye la croissance des algues et fait précipiter le fer et le manganèse. Il est souhaitable de laisser dans le réseau de distribution une concentration résiduelle de chlore de sorte que l'action biocide de ce produit se fasse sentir dans tout le réseau. Cela ne protégera pas le réseau des grandes contaminations, mais empêchera la croissance des organismes dans le réseau et les petites invasions de l'extérieur. La présence d'une concentration résiduelle de chlore dans le réseau indiquera de façon certaine que l'eau a été exposée à du chlore pendant un certain temps; en l'absence d'une telle concentration résiduelle, il se pourrait que l'eau n'ait pas été traitée au chlore (Buelow et Walton 1971). Enfin, l'absence d'une concentration résiduelle de chlore à un endroit précis du réseau peut indiquer que des substances étrangères ont pénétré dans le réseau ou qu'il existe d'autres problèmes.

L'utilisation du chlore pose toutefois certaines inquiétudes, essentiellement rattachées à la formation de composés organiques halogénés. Ce sujet est débattu dans la documentation à l'appui des recommandations pour la qualité de l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1982).

On se sert par ailleurs de l'ozone comme substitut au chlore depuis de nombreuses années. L'ozone peut également servir à éliminer le goût et l'odeur de l'eau et aide à éliminer les métaux présents à l'état de trace, dont le fer et le manganèse. Il est un puissant désinfectant et il inactive, outre les bactéries, les virus, les kystes, les fongus et les spores qui ne sont pas touchés par la désinfection au chlore. L'ozone présente

toutefois des inconvénients: il est produit électriquement, donc sur place; il est difficile d'ajuster sa concentration en fonction des variations survenant dans la qualité de l'eau brute, et on ne peut maintenir d'ozone résiduel dans le réseau pendant de longues périodes, la qualité de l'eau se dégradant donc pendant sa distribution. Enfin, l'ozone est plus coûteux que le chlore (Santé et Bien-être social Canada 1982). Il est possible d'ajouter du chlore après la désinfection à l'ozone de façon à obtenir une concentration résiduelle germicide dans tout le réseau de distribution.

Le dioxyde de chlore a été utilisé comme désinfectant dans les réseaux de distribution. C'est un germicide puissant qui ne réagit pas avec l'ammoniac ou les composés azotés pour former des chloramines comme le fait le chlore; il subsiste par ailleurs toujours une concentration résiduelle de dioxyde de chlore, bien qu'elle soit difficilement perceptible par le goût ou par l'odorat (White 1972; Dowling 1974). Le dioxyde de chlore ne génère pas d'organohalogénures (Santé et Bien-être social Canada 1982). Son principal inconvénient est qu'à doses équivalentes, il est plus coûteux que le chlore. Certains pensent que son utilisation peut donner lieu à la formation de chlorite.

Les autres désinfectants possibles sont notamment l'iode, le brome, le permanganate de potassium, les sels d'argent et le rayonnement ultraviolet et ionisant. Ces agents sont habituellement employés dans des conditions bien particulières, comme pour la désinfection des eaux des piscines ou des approvisionnements en eau industriels (White 1972).

Lorsque l'eau d'approvisionnement provient de sources polluées, il faut un traitement efficace afin de produire une eau sans danger. On propose l'utilisation du compte des coliformes pour le choix du mode de traitement, cette sélection se faisant de la façon suivante:

1. Si plus de 10 % des échantillons d'eau brute prélevés au cours d'une période de 30 j ont plus de 100 coliformes fécaux par 100 mL ou plus de 1000 coliformes totaux par 100 mL, un traitement complet, comprenant la coagulation-floculation, la décantation, la filtration et la désinfection, est requis. Si le nombre de coliformes totaux est supérieur à 5000 par 100 mL dans plus de 10 % des échantillons, un traitement supplémentaire, comprenant la préchloration ou la présédimentation, ou leurs équivalents, et la postchloration, devrait être effectué. D'autres modes de traitement approuvés par l'organisme de surveillance peuvent être considérés comme équivalents des méthodes traditionnelles mentionnées ci-dessus.
2. Si plus de 10 % des échantillons d'eau brute prélevés au cours d'une période de 30 j ont entre 10 et 100 coliformes fécaux par 100 mL ou entre 100 et 1000 coliformes totaux par 100 mL, cette eau devrait subir une combinaison du traitement suivant: coagulation-floculation, décantation et filtration (traitement partiel), ou subir un traitement plus poussé équivalent approuvé par l'organisme de surveillance, le tout devant être suivi par la désinfection.
3. Si un des échantillons d'eau brute contient des coliformes fécaux ou si plus de 5 % des échantillons prélevés au cours d'une période de 30 j consécutifs ont plus de 10 coliformes totaux par 100 mL, il est alors nécessaire de procéder à la désinfection.

Toute eau d'approvisionnement provenant d'une source de surface doit au minimum être désinfectée. L'eau provenant de sources souterraines peu profondes doit aussi être désinfectée, selon les exigences de l'organisme de surveillance (Santé et Bien-être social Canada 1979a).

Les kystes de *Giardia lamblia* sont tués par ébullition, mais résistent relativement bien au chlore et à l'iode. Les kystes peuvent être éliminés par coagulation et floculation suivies d'une filtration et d'une désinfection complète. La filtration sur sable à faible débit est également efficace. Toute défaillance survenant dans la chaîne des procédés ou l'élimination de certaines étapes du traitement de l'eau en période de demande élevée permettront aux kystes de *Giardia* de passer dans le réseau de distribution (Erlandsen et Meyer 1984; Anonyme 1985).

La désinfection efficace de l'eau, qu'on obtient en exploitant bien le système de traitement, et le maintien d'une concentration résiduelle de chlore libre dans le réseau devraient produire une eau de qualité virologique acceptable. Le chlore et l'ozone peuvent, dans les bonnes conditions, être des virucides efficaces. Le chlore doit être sous la forme d'acide hypochloreux non dissocié. En règle générale, le maintien d'une concentration résiduelle de chlore libre de 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ pendant 30 minutes devrait produire une eau exempte de virus, à la condition que le pH soit inférieur à 8,0, que la turbidité soit inférieure à 1 UNT et que la température soit supérieure à 4 °C. La plupart des virus entériques n'ont pas fait l'objet d'essais de détermination de leur résistance au chlore. L'ozone possède également des propriétés virucides, mais la résistance de la plupart des virus à l'ozone est inconnue (Santé et Bien-être social Canada 1982).

1.4 BIBLIOGRAPHIE

American Water Works Association. 1971. Water Quality and Treatment: A Handbook of Public Water Supplies. 3rd edition. McGraw-Hill, New York. 654 pp.

American Water Works Association. 1982. Treatment Techniques for Controlling Trihalomethanes in Drinking Water. American Water Works Association.

American Water Works Association/American Society of Civil Engineers/ Conference of State Sanitary Engineers. 1971. Water Treatment Plant Design. American Water Works Association, Inc., New York.

Anonyme. 1985. Giardiasis: the new waterborne disease. J. Am. Water Works Assoc. 77(2): 33.

Baker, M.N. 1981. The Quest for Pure Water: The History of Water Purification from the Earliest Records to the Twentieth Century. Vol. II. 2nd edition. American Water Works Association, New York.

Bennett, D.L. 1978. The efficiency of water treatment processes in radium removal. J. Am. Water Works Assoc. 70: 698-701.

Bishop, P.L. et G. Sansoucy. 1978. Fluoride removal from drinking water by fluidized activated alumina adsorption. J. Am. Water Works Assoc. 70: 554-559.

Brinck, W.L., R.J. Schliekelman, D.L. Bennett, C.R. Bell et I.M. Markwood. 1978. Radium-removal efficiencies in water-treatment processes. J. Am. Water Works Assoc. 70: 31-35.

Buelow, R.W. et G. Walton. 1971. Bacteriological quality vs. residual chlorine. J. Am. Water Works Assoc. 63: 28-35. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Choi, W.-W. et K.Y. Chen. 1979a. Evaluation of boron removal by adsorption on solids. Environ. Sci. Technol. 13: 189-196.

Choi, W.-W. et K.Y. Chen. 1979b. The removal of fluoride from waters by adsorption. J. Am. Water Works Assoc. 71: 562-570.

CNRC. 1983. Effets sur la santé des particules absorbées par voie respiratoire: influence de leur taille et de leur forme. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18565.

Constantine, T.A. 1982. Advanced water treatment for color and organics removal. J. Am. Water Works Assoc. 74: 310-313.

Dart, F.J. 1983. Recent developments in iron and manganese control. *Dans* Proc. Am. Water Works Assoc. Annu. Conf., June 5-9, Las Vegas, Nevada.

Dobbs, R.A. et J.M. Cohen. 1980. Carbon Adsorption Isotherms for Toxic Organics. Municipal Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA-600/8-80-023.

Dowling, L.T. 1974. Chlorine dioxide in potable water treatment. Water Treat. Exam. 23: 190-200. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Edwards, G.A. et A. Amirtharajah. 1985. Removing color caused by humic acids. J. Am. Water Works Assoc. 77: 50-57.

Edzwald, J.K., J. McIntyre, R.L. Sanks, M.J. Semmens et J.S. Taylor. 1979. Organics removal by coagulation: a review and research needs. J. Am. Water Works Assoc. 71: 588-603.

Erlandsen, S.L. et E.A. Meyer (eds.). 1984 *Giardia* and Giardiasis: Biology, Pathogenesis, and Epidemiology. Plenum Press, New York. 407 pp.

Gomella, C. 1972. Ozone practices in France. J. Am. Water Works Assoc. 64: 39-45.

Guter, G.A. 1982. Project Summary – Removal of Nitrate from Contaminated Water Supplies for Public Use. Final Report. Municipal Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

Guyer, G., P. Adkisson, K. DuBois, C. Menzie et H.P. Nicholson. 1971. Toxaphene Status Report. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-540/9-71/005.

Hayward, S.B. 1984. Field monitoring of chrysotile asbestos in California waters. J. Am. Water Works Assoc. 76(3): 66-73.

Hess, A.F., J.E. Dyksen et H.J. Dunn. 1983. Control strategy - aeration treatment technique. *Dans* Occurrence and Removal of Volatile Organic Chemicals from Drinking Water: Cooperative Research Report. American Water Works Association Research Foundation/Keuringsinstituut Voor Waterleidingartikelen, Denver, Colorado/Rijswijk, The Netherlands. 248 pp.

Hickman, R. 1984. Panel: Hazards in drinking water. *Dans* Critical Issues – Drinking Water. Natl. Conf. on Critical Issues in Drinking Water Quality. Federation of Associations on the Canadian Environment (FACE), February 6-7, Ottawa. pp. 90-98.

Hornung, S.M., J. Yuan et M. Ghosh. 1983. Selenium removal in fixed bed activated alumina adsorbers. *Dans* Proc. Am. Water Works Assoc. Annu. Conf., June 5-9, Las Vegas, Nevada.

Hrubec, J., M.J. 't Hart, P. Marsman et J.A. Luijten. 1984. Impact of chlorine, chlorine dioxide and ozone on the oxidation of NTA during drinking water treatment. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 33: 548-555.

Huang, C.P. et D.W. Blankenship. 1984. The removal of mercury(II) from dilute aqueous solution by activated carbon. Water Res. 18: 37-46.

Karalekas, P.C., Jr., C.R. Ryan et F.B. Taylor. 1983. Control of lead, copper, and iron pipe corrosion in Boston. J. Am. Water Works Assoc. 75: 92-95.

Kavanaugh, M.C. et R.R. Trussell. 1980. Design of aeration towers to strip volatile contaminants from drinking water. J. Am. Water Works Assoc. 72: 684-692.

Krause, T.L. et E.L. Stover. 1982. Evaluating water treatment techniques for barium removal. J. Am. Water Works Assoc. 74: 478-485.

Krofta, M. et L.K. Wang. 1982. Potable water treatment by dissolved air flotation and filtration. J. Am. Water Works Assoc. 74: 305-310.

Leduc, G., R.C. Pierce et I.R. McCracken. 1983. Effets des cyanures sur les organismes aquatiques, notamment les poissons d'eau douce. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 19247.

Lee, C.F. 1967. Kinetics of reactions between chlorine and phenolic compounds. *Dans* Principles and Applications of Water Chemistry. Proc. 4th Rudolfs Research Conf. S.D. Faust and J.V. Hunter (eds.). John Wiley & Sons, Inc., New York.

Lee, S.Y. et E.A. Bondietti. 1983. Removing uranium from drinking water by metal hydroxides and anion-exchange resin. J. Am. Water Works Assoc. 75: 536-540.

Logsdon, G.S. et J.M. Symons. 1973. Mercury removal by conventional water-treatment techniques. J. Am. Water Works Assoc. 65: 554-562.

Logsdon, G.S., G.L. Evavold, J.L. Patton et J. Watkins, Jr. 1983. Filter plant design for asbestos fiber removal. J. Environ. Eng. Div. (Am. Soc. Civ. Eng.) 109: 900-914.

Lutwick, G.D. 1980. Arsenic Removal From Well Waters: A Synopsis. Nova Scotia Research Foundation Corporation, Dartmouth, Nova Scotia. 25 pp.

Malaiyandi, M., D.T. Williams et R. O'Grady. 1979. A national survey of nitrilotriacetic acid in Canadian drinking water. Environ. Sci. Technol. 13: 59-62.

Matheson, D.H. 1977. Nitrilotriacetic Acid (NTA) in the Canadian Environment. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada. Série scientifique, étude nº 74.

McCreary, J.J. et V.L. Snoeyink. 1977. Granular activated carbon in water treatment. J. Am. Water Works Assoc. 69: 437-444.

McDonald, R.A. 1986. Communication personnelle. M·R·2 – McDonald & Associates Consulting Engineers, Regina (Saskatchewan).

Mérangər, J.C., K.S. Subramanian et C. Chalifoux. 1979. A national survey for cadmium, chromium, copper, lead, zinc, calcium, and magnesium in Canadian drinking water supplies. Environ. Sci. Technol. 13: 707-711.

Myers, A.G., V.L. Snoeyink et D.W. Snyder. 1985. Removing barium and radium through calcium cation exchange. J. Am. Water Works Assoc. 77(5): 60-66.

NAQUADAT. 1980. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1977. Drinking Water and Health. Safe Drinking Water Committee, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 939 pp.

NAS. 1980a. Drinking Water and Health. Vol. 3. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.

NAS. 1980b. Drinking Water and Health. Vol. 2. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.

NAS. 1982. Drinking Water and Health. Vol. 4. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.

Naylor, L.M. et R.R. Dague. 1975. Simulation of lead removal by chemical treatment. J. Am. Water Works Assoc. 67: 560-564.

Pierce R.C. 1979. Chloration en milieu aqueux de composés organiques: réactivité chimique et effets sur l'état de l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16451.

Prakash A. 1977. NTA (acide nitrotriacétique): une analyse écologique. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 15024.

Rice, R.G., C.M. Robson, G. Wade Miller et A.G. Hill. 1981. Uses of ozone in drinking water treatment. J. Am. Water Works Assoc. 73: 44-57.

Robeck, G.G., K.A. Dostal, J.M. Cohen et J.F. Kreissl. 1965. Effectiveness of water treatment processes in pesticide removal. J. Am. Water Works Assoc. 57: 181-199.

Rudd, J.W.M. et R.D. Hamilton. 1972. Biodegradation of trisodium nitrilotriacetate in a model aerated sewage lagoon. J. Fish. Res. Board Can. 29: 1203-1208.

Santé et Bien-être social Canada. 1979a. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Approvisionnements et Services Canada, Hull.

Santé et Bien-être social Canada. 1979b. Enquête sur les fibres d'amiante dans les approvisionnements en eau potable au Canada, Direction de l'hygiène du milieu. 79-EHD-34.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Hull.

Scheuch, L.E. et J.K. Edzwald. 1981. Removing color and chloroform precursors from low turbidity waters by direct filtration. J. Am. Water Works Assoc. 73: 497-503.

Semmens, M.J. et K. Ayers. 1985. Removal by coagulation of trace organics from Mississippi River water. J. Am. Water Works Assoc. 77(5): 79-84.

Shen, Y.S. 1973. Study of arsenic removal from drinking water. J. Am. Water Works Assoc. 65: 543-548.

Sigworth, E.A. 1965. Identification and removal of herbicides and pesticides. J. Am. Water Works Assoc. 57: 1016-1022.

Singleton, H.J. 1986. Water Quality Criteria for Cyanide. Technical Appendix. Water Management Branch, British Columbia Ministry of Environment, Victoria, British Columbia.

Sorg, T.J. 1978. Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulations for inorganics. J. Am. Water Works Assoc. 70: 105-112.

Sorg, T.J. 1979. Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulations for organics: Part 4. J. Am. Water Works Assoc. 71: 454-466.

Sorg, T.J. et G.S. Logsdon. 1978. Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulations for inorganics: Part 2. J. Am. Water Works Assoc. 70: 379-393.

Sorg, T.J. et G.S. Logsdon. 1980. Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulations for inorganics: Part 5. J. Am. Water Works Assoc. 72: 411-422.

Sorg, T.J., M. Csanady et G.S. Logsdon. 1978. Treatment technology to meet the interim primary drinking water regulations for inorganics: Part 3. J. Am. Water Works Assoc. 70: 680-691.

Steiner, J., IV et J.E. Singley. 1979. Methoxychlor removal from potable water. J. Am. Water Works Assoc. 71: 284-286.

Suffet, I.H. 1980. An evaluation of activated carbon for drinking water treatment: A National Academy of Science report. J. Am. Water Works Assoc. 72: 41-50.

Toft, P., D. Wigle, J.C. Méranger et Y. Mao. 1981. Asbestos and drinking water in Canada. Sci. Total Environ. 18: 77-89.

U.S. EPA. 1978a. Manual of Treatment Techniques for Meeting the Interim Primary Drinking Water Regulations. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA-600/8-77-005.

U.S. EPA. 1978b. Interim Treatment Guide for Controlling Organic Contaminants in Drinking Water Using Granular Activated Carbon. Supporting Documentation for U.S. Environmental Protection Agency Interim Primary Drinking Water Regulations, "Control of Organic Chemical Contaminants in Drinking Water". J.M. Symons (ed.). Water Supply Research Division, Municipal Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA. 1979. Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Antimony. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-020.

van Lier, W.C., E. Schultinkvj van Soest, B. van der Ver, J. Roelands et B. Visser. 1983. Experience with granular activated carbon filters on pilot plant scale. *Dans* Activated Carbon in Drinking Water Technology. Keuringsinstituut Voor Waterleidingartikelen, American Water Works Association Research Foundation.

Watkins, J., Jr., R.A. Ryder et W.A. Persich. 1978. Investigation of turbidity, asbestos fibers, and particle counting techniques as indices of water treatability of a Cascade mountain water source. *Dans* Proc. Am. Water Works Assoc. Annu. Conf., June 25-30, Atlantic City, New Jersey.

White, G.C. 1972. Handbook of Chlorination: for Potable Water, Wastewater, Cooling Water, Industrial Processes, and Swimming Pools. Van Nostrand Reinhold Co., Cincinnati, Ohio. 744 pp. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

White, S.K. et E.A. Bondietti. 1983. Removing uranium by current municipal water treatment processes. J. Am. Water Works Assoc. 75: 374-380.

Wiley, J.O. et P.O. Nelson. 1984. Cadmium adsorption by aerobic lake sediments. J. Environ. Eng. Div. (Am. Soc. Civ. Eng.) 110: 226-243.

Wood, P.R. et J. DeMarco. 1979. Treatment of groundwater with granular activated carbon. J. Am. Water Works Assoc. 71: 674-682.

2.0 QUALITE ET ASPECTS ESTHETIQUES DES EAUX UTILISEES A DES FINS RECREATIVES

Table des matières

		Page
2.0	QUALITE ET ASPECTS ESTHETIQUES DES EAUX UTILISEES A DES FINS RECREATIVES	2–1
2.1	INTRODUCTION	2–1
2.2	EXIGENCES GENERALES	2–1
2.2.1	Aspects liés à la santé et à la sécurité	2–1
2.2.2	Aspects esthétiques	2–1
2.3	CARACTERISTIQUES MICROBIOLOGIQUES	2–2
2.3.1	Organismes indicateurs des dangers pour la santé dans les zones de baignade	2–2
2.3.1.1	Coliformes fécaux	2–3
2.3.1.1.1	Recommandation	2–3
2.3.1.1.2	Justification	2–3
2.3.1.2	Coliformes totaux	2–3
2.3.1.3	Streptocoques fécaux	2–3
2.3.1.4	Entérocoques	2–4
2.3.1.5	*Escherichia coli*	2–4
2.3.1.6	Coliphages	2–5
2.3.2	Organismes pathogènes	2–5
2.3.2.1	*Pseudomonas aeruginosa*	2–5
2.3.2.2	*Giardia lamblia*	2–6
2.4	ORGANISMES INDESIRABLES	2–6
2.4.1	Recommandation	2–6
2.4.2	Justification	2–6
2.4.2.1	Organismes vecteurs et organismes indésirables	2–6
2.4.2.2	Plantes vasculaires aquatiques	2–6
2.4.2.3	Phytoplancton	2–7
2.5	CARACTERISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES	2–7
2.5.1	pH	2–7
2.5.1.1	Recommandation	2–7
2.5.1.2	Justification	2–7
2.5.2	Température	2–7
2.5.3	Salinité	2–8
2.5.4	Aspects esthétiques	2–8
2.5.4.1	Recommandation	2–8
2.5.5	Transparence et pénétration de la lumière	2–8
2.5.5.1	Recommandation	2–8
2.5.5.2	Justification	2–8
2.5.6	Turbidité	2–8
2.5.6.1	Recommandation	2–8
2.5.6.2	Justification	2–8
2.5.7	Couleur	2–8
2.5.8	Huile et graisse	2–9
2.5.8.1	Recommandation	2–9
2.5.8.2	Justification	2–9
2.6	BIBLIOGRAPHIE	2–9

Liste des tableaux

Tableau		*Page*
2-1	Caractéristiques de qualité des eaux importantes pour les eaux utilisées à des fins récréatives	2–1
2-2	Sommaire – Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives	2–2

Liste des figures

Figure		*Page*
2-1	Nombre de cas par 100 000 personnes de symptômes gastro-intestinaux hautement vraisemblables associés à la baignade	2–4

2.0 QUALITE ET ASPECTS ESTHETIQUES DES EAUX UTILISEES A DES FINS RECREATIVES

2.1 INTRODUCTION

Les eaux à vocation récréative sont des eaux de surface utilisées surtout pour des sports où tout le corps est régulièrement en contact avec l'eau, comme chez les baigneurs, ou risque de l'être parfois, comme chez les véliplanchistes. Ces eaux sont aussi utilisées pour d'autres activités, comme la navigation de plaisance, le canotage et la pêche, au cours desquelles le corps est en contact moins fréquent avec l'eau.

Les recommandations contenues dans le présent chapitre visent principalement à prévenir les dangers pour la santé qui sont liés à l'utilisation de l'eau à des fins récréatives, mais elles touchent aussi aux aspects esthétiques et aux conditions indésirables. Parmi les dangers pour la santé liés au contact direct avec l'eau au cours d'activités récréatives, on compte les infections transmises par des microorganismes pathogènes et les blessures dues à la mauvaise visibilité dans des eaux troubles.

Le tableau 2-1 renferme les caractéristiques de qualité qui sont importantes pour les eaux à vocation récréative. Les recommandations présentées dans l'ouvrage intitulé Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1983), qui a été préparé pour le Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail, sont résumées au tableau 2-2.

Tableau 2-1. Caractéristiques de qualité des eaux importantes pour les eaux utilisées à des fins récréatives

Caractéristique	Baignade[1]	Autres activités récréatives
Aspects microbiologiques		
Organismes indicateurs		
Coliformes fécaux	x	
Coliformes totaux	x	
Streptocoques fécaux	x	
Entérocoques	x	
Escherichia coli	x	
Coliphages	x	
Organismes pathogènes	x	
Pseudomonas aeruginosa	x	
Giardia lamblia	x	
Organismes indésirables		
Organismes vecteurs et organismes indésirables	x	x
Plantes vasculaires aquatiques	x	x
Phytoplancton	x	x
Aspects physiques et chimiques		
pH	x	
Température	x	
Aspects esthétiques	x	x
Huile et débris	x	x
Transparence	x	
Turbidité	x	
Couleur	x	

[1] La baignade comprend également la planche à voile, le ski nautique, les sports en eaux vives, la plongée et la voile.

Une section est consacrée à l'échantillonnage et à la numération des indicateurs microbiologiques de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives dans la publication intitulée Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1983).

2.2 EXIGENCES GENERALES

2.2.1 Aspects liés à la santé et à la sécurité

Les eaux utilisées à des fins récréatives devraient être suffisamment exemptes de contamination fécale, d'organismes pathogènes et d'autres dangers, par exemple une mauvaise visibilité, pour que la santé des usagers soit protégée et leur sécurité, assurée (Santé et Bien-être social Canada 1983). Le risque d'infection sera établi en fonction de certains facteurs, notamment: (1) résultats d'une enquête sanitaire, (2) résultats des études épidémiologiques, (3) nombres de coliformes fécaux et (4) présence d'organismes pathogènes (Santé et Bien-être social Canada 1983).

La National Academy of Sciences (NAS 1977) a dressé une liste des caractéristiques idéales des organismes utilisés comme indicateurs de la contamination fécale. Ces caractéristiques sont:

1. utilisation dans tous les types d'eau;
2. présence dans les eaux d'égout et les eaux polluées lorsque celles-ci contiennent des organismes pathogènes;
3. nombre en corrélation avec le degré de pollution;
4. présence en plus grand nombre que les organismes pathogènes;
5. absence de prolifération dans l'environnement aquatique;
6. survie plus longue que les organismes pathogènes dans l'environnement;
7. absence dans les eaux non polluées;
8. détection facile en laboratoire à l'aide de méthodes simples et précises;
9. innocuité pour l'homme et les animaux.

2.2.2 Aspects esthétiques

L'emplacement des plans d'eau à vocation récréative est de toute première importance, car la région environnante exercera un effet visuel considérable sur le plaisir que procureront les lacs et les rivières, que l'activité soit physiquement active ou bien passive, comme la contemplation du paysage.

Dans les eaux nordiques, la baignade ne constitue pas une importante activité récréative, et les facteurs autres que les facteurs microbiologiques sont des paramètres importants lorsqu'il s'agit de déterminer si les lacs et les rivières et leurs environs sont des zones récréatives appropriées. L'aspect visuel que présente la région dans son ensemble est tout aussi important que la qualité de l'eau.

Parmi les nombreuses activités qui influent sur une source d'eau, on compte l'exploitation forestière, l'extraction minière, le drainage des terres humides, le dragage, la construction de barrages, le ruissellement agricole, les déchets industriels et

Tableau 2-2. Sommaire – Recommandations pour la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives

Paramètre	Recommandation	Paramètre	Recommandation
Bactériologique Coliformes fécaux	Les moyennes géométriques d'au moins 5 échantillons prélevés au cours d'une période de 30 jours devraient être inférieures à 200 coliformes fécaux par 100 mL. S'il arrive qu'un des échantillons contienne plus de 400 coliformes fécaux par 100 mL, il faut effectuer un nouvel échantillonnage.	Esthétique	L'eau doit être exempte de: – matériaux qui se déposeront et formeront un sédiment désagréable; – débris flottants, du pétrole, de l'écume et d'autres substances; – substances qui confèrent à l'eau une couleur, une odeur ou un goût désagréables ou la rendent trouble; et – substances et des conditions ou une combinaison de ces deux facteurs en proportions telles qu'il y ait production d'une vie aquatique indésirable.
Agents pathogènes Coliphages Entérocoques *E. coli* *P. aeruginosa* *G. lamblia*	) se référer au texte		
Limpidité et pénétration de la lumière	L'eau doit être suffisamment limpide pour qu'un disque de Secchi y soit visible à au moins 1,2 mètre de profondeur.	Huile et graisses	La teneur en huile ou en produits pétrochimiques ne doit pas être telle: – qu'elle forme un film visible ou des reflets ou encore qu'elle colore la surface; – qu'elle puisse être décelée à l'odeur; ou – qu'elle puisse former sur les rives et sur les fonds des dépôts et des dépôts visibles ou décelables à l'odeur.
pH	5,0-9,0, pourvu que lorsque le pH de l'eau atteint les valeurs limites, le pouvoir tampon soit très faible.		
Turbidité[1]	La turbidité de l'eau ne doit pas s'accroître de plus de 5,0 UTN au-dessus de la turbidité naturelle lorsque celle-ci est faible (<50 UTN).	Plantes aquatiques	Les plantes en suspension dans l'eau ou enracinées susceptibles d'incommoder les baigneurs devraient être absentes; des croissances très denses de plantes pourraient affecter d'autres activités telles que la navigation de plaisance et la pêche.

[1] Singleton 1986.

Source: Santé et Bien-être social Canada 1983.

urbains, l'érosion des sols, la construction de routes et l'aménagement des terres en vue d'y construire de nouvelles habitations. Il faut tenir compte de tous ces facteurs dans les régions présentant une beauté naturelle et utilisées pour les nombreuses activités récréatives auxquelles s'adonnent les Canadiens et les étrangers.

2.3 CARACTERISTIQUES MICROBIOLOGIQUES

2.3.1 Organismes indicateurs des dangers pour la santé dans les zones de baignade

Un certain nombre d'organismes ont été considérés comme indicateurs des dangers pour la santé dans les zones de baignade. Mentionnons entre autres les coliformes et les entérocoques. Les coliformes fécaux ont été utilisés en tant qu'organismes indicateurs de pollution fécale pendant de nombreuses années en raison de la facilité avec laquelle on peut les mesurer, mais la corrélation entre le nombre de coliformes et les cas de maladies gastro-intestinales n'est pas très rigoureuse; on a donc progressivement cessé de les utiliser à cette fin. De récentes améliorations apportées aux techniques de détection et de mesure permettent d'utiliser des organismes qui donnent une indication plus fiable des dangers pour la santé. Ces organismes comprennent les entérocoques, le coliforme fécal *Escherichia coli*, et l'organisme pathogène *Pseudomonas aeruginosa* qui cause des infections de l'oreille (otite externe). *P. aeruginosa* est utilisé comme un organisme indicateur, mais il ne devrait pas être classé comme tel car il est, strictement, un organisme pathogène opportuniste.

Certaines provinces canadiennes, la Commission mixte internationale, l'Environmental Protection Agency des Etats-Unis et quelques Etats américains ont recommandé ou sont en voie de recommander qu'un ou plusieurs des organismes suivants, soit *E. coli*, les entérocoques et *P. aeruginosa*, servent d'organismes indicateurs des dangers pour la santé dans les diverses zones de baignade. Des études récentes ont montré que ces organismes permettent d'évaluer de façon plus précise les risques de devenir malade après exposition à des organismes pathogènes aux plages utilisées pour la baignade. Dufour (1984) a montré qu'il y avait une relation linéaire directe entre le nombre de cas de maladies gastro-intestinales et les densités de *E. coli* et d'entérocoques. On pouvait utiliser l'un ou l'autre de ces organismes comme indicateur fiable de la contamination fécale. Les recommandations actuelles au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1983) permettent de prendre en considération ces nouveaux faits; on en-

visagera donc la mise en application graduelle de ces nouvelles méthodes lorsque l'évaluation de ces organismes comme indicateurs sera terminée.

Le texte qui suit examine les caractéristiques microbiologiques énoncées dans les Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1983). Celles-ci tiennent compte du fait que certaines provinces ont des exigences plus restrictives qui sont liées directement à des conditions locales. On trouvera aussi une brève discussion des recommandations plus récentes formulées par d'autres organismes.

Un certain nombre de méthodes destinées à être utilisées pour évaluer la qualité des eaux à vocation récréative ont été revues par un comité responsable de la gestion des bassins versants dans la région de Toronto: (1) mise au point d'une méthodologie pour évaluer l'effet des densités bactériennes par temps pluvieux sur l'interprétation des objectifs de qualité de l'eau; (2) sélection de stations d'échantillonnage en tenant compte de l'emplacement des sources d'eau et de l'emplacement des plages, ainsi que des facteurs influant sur le transport des bactéries dans les cours d'eau et les rivières; (3) contrôle de la phase sédimentaire en vue d'effectuer des calculs détaillés du bilan de la masse; (4) estimation des vitesses de prolifération et de disparition des bactéries; et (5) apports de bactéries par d'autres sources, comme les oiseaux aquatiques, les mammifères, etc. (Toronto Area Watershed Management Strategy Steering Committee 1985).

2.3.1.1 Coliformes fécaux

2.3.1.1.1 Recommandation

Nous recommandons les limites suivantes jusqu'à ce que le Comité consultatif fédéral-provincial révise les recommandations.

La moyenne géométrique d'au moins cinq échantillons prélevés au cours d'une période de 30 j devrait être inférieure à 200 coliformes fécaux par 100 mL. Si un des échantillons contient plus de 400 coliformes fécaux par 100 mL, il faut effectuer un nouvel échantillonnage (Santé et Bien-être social Canada 1983).

On ne peut pas établir le danger exact associé à la baignade dans des eaux de cette qualité, mais d'après les données épidémiologiques, il correspond probablement à un risque d'environ 0,12-1,5 % de contracter une affection gastro-intestinale. Cette limite ne permet pas d'évaluer le risque associé aux organismes pathogènes d'origine non fécale ou à des organismes de très longue durée de vie (Santé et Bien-être social Canada 1983). [La présence de 200 coliformes fécaux par 100 mL se traduirait, signale-t-on, par une fréquence d'affections gastro-intestinales de 0,6 % (McGovern 1983).]

2.3.1.1.2 Justification

Au Canada, la qualité microbiologique de la plupart des eaux utilisées à des fins récréatives est excellente, mais certaines eaux sont contaminées pendant une partie sinon la totalité de la saison estivale. La teneur en coliformes fécaux varie d'essentiellement non décelable dans de nombreuses eaux à vocation récréative à plusieurs milliers par litre dans les zones directement touchées par les déversements d'eaux usées.

Escherichia coli est considéré comme le coliforme fécal définitif (voir la section 2.3.1.5). Cette bactérie représente environ 97 % des coliformes présents dans les fèces et est accompagnée de *Klebsiella* (1,5 %) et d'*Enterobacter* et de *Citrobacter* (1,7 %) (Dufour 1977). On trouve également *Escherichia coli* dans les matières fécales des oiseaux et des mammifères. Les coliformes fécaux sont des indicateurs utiles de la contamination des eaux par des matières fécales, parce qu'ils sont présents chez pratiquement tous les homéothermes en nombre beaucoup plus grand que les organismes pathogènes, comme *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella*, *Shigella*, *Vibrio* et *Clostridium*; cependant, les relations sont variables et la maladie n'est pas toujours liée à des densités élevées d'organismes indicateurs. On a montré qu'il n'existe pas une corrélation étroite entre la concentration de virus et la concentration de coliformes fécaux (Berg et Metcalf 1978).

L'analyse des coliformes fécaux dans les eaux douces canadiennes a révélé que, même si les numérations de *E. coli* varient considérablement, elles constituent habituellement une proportion élevée des coliformes fécaux (Vlassoff 1981).

Voici un bref historique de l'utilisation des coliformes fécaux pour évaluer le risque de contracter une affection gastro-entérique pendant la baignade. Des études effectuées sur la rivière Ohio par le U.S. Public Health Service au début des années 1950 ont révélé qu'il fallait atteindre un seuil de 2300-2700 coliformes totaux par 100 mL pour observer une fréquence significative d'affections causées par la pollution de l'eau. Au cours d'une étude effectuée au même endroit dans les années 1960, le nombre de coliformes fécaux était de 400 par 100 mL, soit une valeur à peu près équivalente au nombre de coliformes totaux mesurés plus tôt (Geldreich 1966). Après l'application d'un facteur de sécurité, on a recommandé une limite de 200 coliformes fécaux par 100 mL (Federal Water Pollution Control Administration 1968).

L'apport de coliformes fécaux à partir de sources autres que les fèces est un point important qui milite contre l'utilisation du nombre de coliformes fécaux pour évaluer le risque de contracter une affection à des plages prévues pour la baignade. Le rapport coliformes fécaux:bactéries *Escherichia coli* (voir la section 2.3.1.5) peut varier considérablement dans les eaux qui reçoivent des effluents industriels, probablement parce que la concentration de coliformes fécaux comprend un nombre important de l'espèce *Klebsiella* qui ne sont pas d'origine fécale. Les types d'industries identifiées jusqu'à maintenant sont l'industrie des aliments, l'industrie laitière et l'industrie des pâtes et papiers (Leggatt 1986). Depuis récemment, on considère que *Escherichia coli* est un indicateur plus précis.

2.3.1.2 Coliformes totaux

Aucune limite maximale acceptable n'a été établie pour ce qui est des coliformes totaux (Santé et Bien-être social Canada 1983).

2.3.1.3 Streptocoques fécaux

Aucune limite relative au nombre de streptocoques fécaux n'a été proposée. On a recommandé que les données sur les streptocoques fécaux soient utilisées dans les études de qualité de l'eau pour aider à établir la nature et l'étendue de

la pollution des eaux de surface (Santé et Bien-être social Canada 1983).

2.3.1.4 Entérocoques

Des études récentes ont montré qu'il existait une relation étroite entre les concentrations d'entérocoques et les troubles gastro-intestinaux causés par la baignade en eau douce (Dufour 1984); cependant, tant que des méthodes normalisées de laboratoire n'auront pas été acceptées et ne seront pas bien connues de toutes les provinces, aucune recommandation ne sera formulée dans la présente publication. Les prochaines éditions devraient pouvoir tenir compte de cet indicateur sans oublier qu'il faudra normaliser le milieu, le type de membrane et la technique pour que cette bactérie soit utile comme indicateur.

La recommandation concernant les indicateurs microbiologiques pour les Grands lacs, présentée à la Commission mixte internationale en 1983 (CMI 1983), précisait que la moyenne géométrique de la concentration d'entérocoques ne devrait pas dépasser 11 par 100 mL. Les concentrations moyennes utilisant le milieu mE (U.S. EPA 1985) devraient être contrôlées par l'analyse d'au moins cinq échantillons prélevés à un endroit donné, sur une période de quatre semaines. Il s'agit de la plus faible concentration décelable statistiquement significative, liée à l'apparition des premiers symptômes de troubles gastro-intestinaux associés à la baignade. On ne peut pas mesurer les concentrations "no effect" (sans effet) (CMI 1983).

L'Aquatic Ecosystem Objectives Committee (CMI Great Lakes Science Advisory Board) recommande d'utiliser l'équation de régression suivante pour établir des recommandations locales concernant le nombre de cas de maladies gastro-intestinales par 100 000 personnes. Le graphique de cette équation est donné à la figure 2-1 (Dufour 1982). Ce graphique, qui illustre la relation entre le nombre de cas de maladies gastro-intestinales et la densité d'entérocoques, a été préparé à partir d'un certain nombre de données; cependant, la concentration minimale d'entérocoques produisant un effet statistiquement très significatif a été observée à une densité de 11 entérocoques par 100 mL.

$$y = -213{,}2 + 613{,}8 \log x_1$$

où y = nombre de cas par 100 000 personnes
x_1 = nombre d'entérocoques par 100 mL

L'EPA des Etats-Unis a demandé que l'on commente le critère qu'elle a proposé pour les entérocoques, c'est-à-dire 20 entérocoques par 100 mL, ce qui correspond à un risque de 0,6 % de maladies gastro-intestinales (Anonyme 1984). Après réception des commentaires, cette recommandation a été modifiée et est maintenant "not to exceed 33 enterococci per 100 mL" (d'au plus 33 entérocoques par 100 mL) (Anonyme 1986; U.S. EPA 1986) (voir la section 2.3.1.5).

2.3.1.5 *Escherichia coli*

Au lieu du groupe de coliformes fécaux, la CMI, certaines provinces canadiennes et l'U.S. EPA ont recommandé d'utiliser *Escherichia coli*, qui est une bactérie que l'on trouve dans le système gastro-intestinal de l'homme (où il constitue environ 97 % des coliformes des fèces) et d'autres homéothermes; on peut donc l'utiliser comme indicateur spécifique de la pollution par des matières fécales, car il est rarement présent dans des habitats naturels.

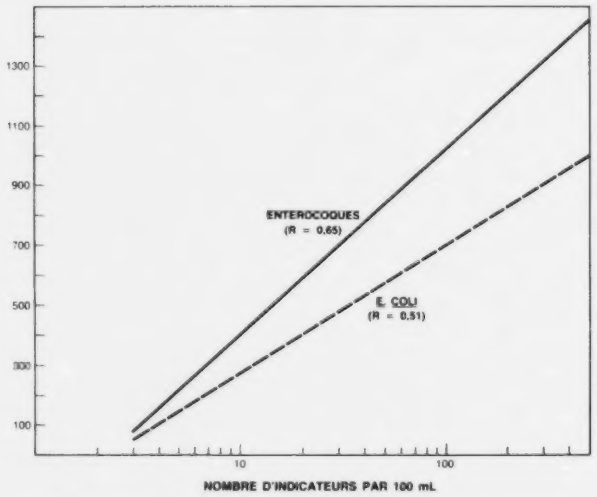


Figure 2-1. Nombre de cas par 100 000 personnes de symptômes gastro-intestinaux hautement vraisemblables associés à la baignade.

Les concentrations de *E. coli* dans les habitats aquatiques varient de moins de 10 L^{-1} dans certains lacs utilisés à des fins récréatives à plusieurs milliers par litre dans des eaux de surface contaminées par des eaux usées et des eaux pluviales. Des études épidémiologiques récentes ont révélé l'existence d'une relation étroite entre la concentration de *E. coli* dans les eaux à vocation récréative et l'incidence de symptômes gastro-intestinaux associés à la baignade (Dufour 1984). Cette bactérie peut être reliée uniquement à l'incidence de troubles gastro-intestinaux et non à d'autres malaises associés à la baignade.

La CMI recommande une valeur maximale de 23 par 100 mL pour la moyenne géométrique de la concentration saisonnière de *E. coli* dénombrés par la méthode mTEC dans les Grands lacs. On devrait contrôler et utiliser les concentrations moyennes pour appliquer cette limite, en analysant un minimum de cinq échantillons prélevés dans un endroit donné sur une période de quatre semaines. La méthode mTEC correspond au mode opératoire et aux milieux utilisés par Dufour (1982). Cette méthode de filtration sur membrane permet de dénombrer uniquement les *E. coli* (mTEC); c'est cette méthode que recommande la CMI (1983). Les valeurs spécifiées sont les concentrations minimales décelables statistiquement significatives liées à l'apparition des premiers symptômes de troubles gastro-intestinaux associés à la baignade. On ne peut pas mesurer les concentrations "no effect" (sans effet). L'équation de régression suivante permet d'évaluer le nombre de cas de maladies gastro-intestinales par 100 000 personnes (figure 2-1) (Dufour 1982).

$$y = -150,5 + 423,5 \log x_2$$

où y = nombre de cas par 100 000 personnes
x_2 = nombre de *E. coli* par 100 mL

Le Comité d'experts du ministère de l'Environnement/ministère de la Santé de l'Ontario a revu les "Ontario Recreational Use Guidelines", actuellement en vigueur en Ontario, et a recommandé l'adoption d'une nouvelle limite basée sur la concentration de *E. coli* et la concentration de *Pseudomonas aeruginosa*, en vue de protéger dans une certaine mesure les baigneurs contre les risques d'affections gastro-intestinales et d'otite externe respectivement. Les recommandations de ce comité d'experts seront étudiées par un Comité externe qui tiendra compte de points soulevés par le public (Leggatt 1986).

L'U.S. EPA a demandé que l'on commente le critère qu'elle a proposé pour *E. coli*, c'est-à-dire 77 par 100 mL, ce qui correspond à un risque de 0,6 % de maladies gastro-intestinales (Anonyme 1984). Après réception des commentaires, cette recommandation a été modifiée et est maintenant "not to exceed 126/100 mL" (d'au plus 126 par 100 mL) (Anonyme 1986). Cette valeur est la moyenne géométrique de la concentration saisonnière d'un nombre statistiquement significatif d'échantillons, généralement cinq échantillons ou plus prélevés à intervalles réguliers sur une période de 30 j. On recommande différents niveaux de confiance pour les quatre niveaux d'utilisation comme eau de baignade: aucun échantillon ne devrait dépasser une limite de confiance (LC) unilatérale calculée en se basant sur ce qui suit:

plage désignée pour la baignade	LC de 75 %
utilisation modérée	LC de 82 %
utilisation légère	LC de 90 %
utilisation peu fréquente	LC de 95 %

Ces valeurs ont été établies à partir du log de l'écart type à un site donné en utilisant la valeur de 0,4 pour le log de l'écart type dans le cas des deux indicateurs, lorsque les données obtenues à un site sont insuffisantes pour calculer le log de l'écart type (U.S. EPA 1986). Selon l'U.S. EPA, l'utilisation du nombre de coliformes fécaux diminuera et sera progressivement remplacée par des méthodes basées sur le nombre de *E. coli* ou d'entérocoques (Anonyme 1986).

2.3.1.6 Coliphages

Les coliphages ont été proposés comme indicateurs de la présence d'organismes pathogènes, surtout lorsqu'il s'écoule plus de 24 h entre le prélèvement et l'arrivée des échantillons d'eau au laboratoire. D'après certaines études, 3-9 coliformes fécaux = 1 coliphage, et l'on a avancé que la présence de 200 coliphages par litre constituait un indice de mauvaise qualité (Dutka 1986); certains auteurs soutiennent toutefois qu'il faut poursuivre les recherches pour s'assurer que les coliphages sont fiables en tant qu'indicateurs (McNeill 1985). La méthode de détection (provisoire) des coliphages ainsi que la formule permettant de calculer le nombre de coliformes fécaux à partir du nombre de coliphages sont exposées dans les Standard Methods de l'American Public Health Association (Greenberg et coll. 1985).

Le terme coliphage désigne les bactériophages qui infectent les coliformes fécaux, les coliformes et *E. coli*, et qui se multiplient à l'intérieur de ces organismes. Les coliphages étant spécifiques de ces organismes, leur présence indique aussi la présence probable de ces indicateurs.

Les coliphages sont dispersés en grand nombre par les humains et les autres animaux à sang chaud et traduisent la présence de matière fécale pouvant contenir des entérovirus pathogènes vivants. Certains coliphages sont plus résistants aux conditions environnementales et à la chloration que la plupart des entérovirus, de sorte qu'on peut supposer que ces derniers ont été éliminés lorsqu'il y a absence de coliphages. Toutefois, dans certaines circonstances, la détection des coliphages peut ne pas refléter fidèlement la présence d'entérovirus (U.S. EPA 1984).

Il est plus facile de déceler des coliphages dans l'eau que des entérovirus, pour les raisons suivantes:

1. ils sont plus abondants que les entérovirus dans la matière fécale et donc dans l'eau contaminée par la matière fécale; et
2. ils peuvent être isolés et comptés par des moyens relativement simples et en moins de temps que les entérovirus (le dénombrement de coliphages peut souvent être réalisé en 4-6 h, alors qu'il faut 7-8 j pour dénombrer les entérovirus (Kott et coll. 1978)).

Si les coliphages sont choisis comme indicateurs, il est essentiel d'utiliser chaque fois la même méthode de détection et le même temps de milieu et de membrane, car tout écart du mode opératoire adopté risque de modifier le résultat. La technique employée doit avoir été approuvée.

2.3.2 Organismes pathogènes

Dans la publication intitulée Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1983), aucune limite n'est proposée pour les organismes microbiologiques suivants: *Candida albicans*; *Pseudomonas aeruginosa*; *Salmonella*; *Shigella*; *Staphylococcus aureus* et pour les virus. Ces organismes, ou certains d'entre eux, devraient faire l'objet d'un contrôle lorsqu'on juge nécessaire d'évaluer plus complètement la qualité de zones récréatives bien précises où tout le corps est en contact avec l'eau (Santé et Bien-être social Canada 1983).

2.3.2.1 *Pseudomonas aeruginosa*

Pseudomonas aeruginosa est un organisme pathogène potentiel et le principal organisme étiologique des infections de l'oreille (otite externe) chez les baigneurs. Une relation a en effet été mise en évidence entre le nombre de *P. aeruginosa* dans l'eau et l'incidence des infections de l'oreille (McNeill 1985).

L'incidence de *Pseudomonas aeruginosa* dans les fèces est faible chez les individus en bonne santé (Hoadley 1977), et il est rare qu'on isole cet organisme dans la matière fécale des animaux inférieurs (Wheater et coll. 1979). Cet organisme est aussi présent sur les plantes et sur le sol et il pourrait l'être dans les eaux de ruissellement (McNeill 1985).

La concentration de *P. aeruginosa* dans l'eau des plages utilisées pour la baignade dépend du nombre de baigneurs. En immergeant l'oreille dans une eau où la bactérie est présente, cette dernière peut coloniser le conduit externe et provoquer une infection, mais on ne connaît pas exactement le processus en cause (Seyfried et Cook 1984).

Afin de protéger contre les infections de l'oreille les personnes qui utilisent à des fins récréatives les eaux en bordure des rivages, la CMI (1983) a recommandé dans le cas de *P. aeruginosa* (dénombrés par la méthode mPA) une limite maximale de 10 par 100 mL dans au plus 25 % des échantillons analysés. Dans ces conditions, la concentration moyenne ou médiane de *P. aeruginosa* sera habituellement inférieure à 1 par 100 mL.

D'autres agences évaluent actuellement l'utilisation de *P. aeruginosa* comme indicateur; dès que l'évaluation sera terminée, cette bactérie pourrait être utilisée plus couramment pour évaluer les risques d'infections de l'oreille. Il s'agit d'un élément essentiel de toute évaluation détaillée de la qualité de l'eau des plages utilisées pour la baignade (Tobin 1986).

2.3.2.2 *Giardia lamblia*

Les responsables des aires récréatives sont de plus en plus conscients des risques d'infection par *Giardia lamblia* (protozaire). Seulement 10 kystes de ce parasite avaient suffit, signale-t-on, à provoquer la lambliase. Les symptômes de cette maladie se manifestent au bout de 10 à 15 j par de la diarrhée variant de légère à grave, accompagnée de crampes et d'anorexie. La forme aiguë ne dure que quelques jours, mais la maladie peut persister jusqu'à 7 semaines. Le castor est l'un des réservoirs du parasite les plus courants. Les campeurs et les personnes qui habitent un chalet peuvent tuer les kystes infectieux en faisant bouillir l'eau avant de l'utiliser (Laird et coll. 1980; Erlandsen et Meyer 1984).

2.4 ORGANISMES INDESIRABLES

2.4.1 Recommandation

Les endroits où l'on prévoit aménager une plage doivent être exempts de certains éléments du biote dont la présence en excès pourrait constituer une nuisance pour les baigneurs, comme une abondance de macrophytes enracinées ou flottantes, d'écume constituée de phytoplancton, de tapis d'algues filamenteuses, de champignons d'eaux usées, de sangsues, etc. La présence d'un grand nombre de moucherons et de vers aquatiques, qui sont résistants à la pollution organique, indiquerait que l'eau ne convient pas à des fins récréatives.

2.4.2 Justification

Deux types principaux de facteurs biologiques influent sur la valeur récréative des eaux de surface, à savoir: (1) les facteurs qui mettent en danger la santé ou le bien-être physique des gens et des animaux, et (2) les facteurs qui rendent l'eau inacceptable du point de vue esthétique ou inutilisable en raison de la présence d'une quantité excessive de substances nutritives ou de la présence de substances déplaisantes. Les premiers comprennent les organismes vecteurs et les organismes indésirables, et les seconds, les végétaux microscopiques et macroscopiques qui croissent dans l'eau, ainsi que des substances comme l'huile et les déchets.

2.4.2.1 Organismes vecteurs et organismes indésirables

L'émergence massive d'un grand nombre de moucherons non piqueurs, de cousins, d'éphémères, etc. est très désagréable pour les collectivités riveraines et nuit à la pratique d'activités récréatives. En plus du désagrément causé par leur présence, les insectes piqueurs, comme les moustiques ("maringouins") et les simulies ("mouches noires"), peuvent provoquer des irritations par leurs piqûres.

Au Canada, la dermatite des nageurs, ou gale des nageurs, est l'un des problèmes les plus évidents reliés aux sports pratiqués dans l'eau. Un certain nombre de cercaires de schistosomidés, non spécifiques des humains, peuvent pénétrer dans les couches externes de la peau. La réaction, une inflammation cutanée, provoque des démangeaisons dont l'intensité varie selon la sensibilité de l'individu et le nombre d'expositions antérieures. Les plus importants cercaires provoquant la dermatite parasitent les oiseaux aquatiques (Santé et Bien-être social Canada 1983).

La seule façon d'éviter la dermatite des nageurs est de s'abstenir totalement de pratiquer des sports dans l'eau des régions où l'on a observé des cas de cette maladie. L'élimination des mollusques hôtes pourrait être une autre solution acceptable. Toutefois, il faut prendre en considération les effets toxiques des molluscicides sur les autres éléments de la faune et de la flore aquatiques. Le molluscicide le moins cher est le sulfate de cuivre, mais aux concentrations recommandées pour lutter contre la dermatite des nageurs, il a des effets néfastes sur la faune aquatique. Une solution de rechange qui menace moins la qualité de l'eau consiste à éliminer la végétation. Cette pratique a l'avantage de priver les mollusques de leur abri et d'une importante source de nourriture mais l'inconvénient de nuire en même temps aux autres organismes aquatiques (Santé et Bien-être social Canada 1983).

2.4.2.2 Plantes vasculaires aquatiques

Les plantes vasculaires aquatiques (macrophytes) à rhizomes et flottantes peuvent nuire à l'utilisation de l'eau à des fins récréatives. Les macrophytes obstruent la vue des nageurs et peuvent donc cacher les dangers sous l'eau. Les nageurs peuvent également s'empêtrer dans les algues, ce qui peut les faire paniquer s'ils sont pris par surprise. La navigation de plaisance et la pêche peuvent être impossibles si la végétation est très dense.

Des îlots de plantes flottant librement ou détachées de leur substrat risquent de se déposer sur les plages et dans les zones de baignade. Lorsqu'elles sèchent et se décomposent, les plantes aquatiques dégagent des odeurs désagréables, dégradent l'aspect esthétique du paysage et constituent un milieu propice à la prolifération d'invertébrés, de bactéries et de champignons.

La prolifération plus rapide des plantes peut être due à l'introduction d'espèces exotiques et à la surabondance de substances nutritives; par exemple, diverses activités agri-

coles et le rejet d'eaux usées peuvent augmenter la quantité de phosphore et d'azote. Cette augmentation de l'apport de substances nutritives entraîne l'eutrophisation anthropique. L'eutrophisation naturelle des plans d'eau se produit beaucoup plus lentement, et les changements ne surviennent pas assez rapidement pour en tenir compte dans des recommandations relatives à la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives. L'augmentation des charges de limon, la modification des rives et l'utilisation des terres sont tous des éléments qui contribuent à l'altération des habitats aquatiques (Santé et Bien-être social Canada 1983). Ces facteurs jouent probablement un rôle plus important que les substances nutritives dans la prolifération accrue de certaines espèces de plantes aquatiques désagréables.

2.4.2.3 Phytoplancton

Le phytoplancton, qui est constitué de plantes microscopiques flottant librement dans l'eau, peut devenir un problème par prolifération rapide. L'eau prend alors l'aspect de "soupe aux pois". Ce phénomène peut être naturel, mais il est souvent causé par l'eutrophisation accélérée résultant d'activités anthropiques.

Les algues fixées se présentent généralement à l'état filamenteux ou sous forme de colonies qui adhèrent à un substrat quelconque (p. ex. un fond rocheux, une jetée ou une autre plante aquatique); elles peuvent proliférer au point qu'elles masquent complètement ce substrat. Elles peuvent se détacher et s'accumuler en grande quantité sur les rives pour produire des situations analogues à celles décrites plus haut pour la végétation aquatique à rhizomes.

Dans tous les milieux aquatiques, on trouve des algues toxiques qui peuvent causer des maladies chez les humains. Les phylums les plus importants sont les pyrrhophytes (dinoflagellés), les chrysophytes et les cyanophytes (algues bleu-vert). Ce sont habituellement les algues bleu-vert *Anabaena flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* et *Aphanizomenon flos-aquae* qui constituent un problème dans les lacs et les étangs (McLeod et Bondar 1952; Senior 1960; Aziz 1974; Moore 1977; Carmichael 1986); aucune souche toxique de cette dernière n'a toutefois été signalée au Canada (Brownlee 1986) (voir la section 6.6.1).

De nombreux auteurs ont signalé des hécatombes chez les poissons et des morts chez les invertébrés attribuables aux algues bleu-vert. Les algues d'eau douce présentes en grande quantité provoquent rapidement la mort chez les poissons et les autres organismes lorsque la population d'algues diminue soudainement. La mort et la décomposition accélérée des algues entraînent rapidement la désoxygénation de l'eau et provoquent la mort par asphyxie chez les poissons et les autres animaux aquatiques (Prescott 1948; Barica 1975; Nicholls, Kennedy et Hammett 1980).

Certaines odeurs qui se dégagent de l'eau des lacs proviennent de la décomposition naturelle des algues et des autres plantes aquatiques. Plusieurs espèces d'algues dégagent des odeurs déplaisantes pendant leur phase de croissance active (Palmer 1962; Taft 1965; Neil 1975; Nicholls, Beaver et Estabrook 1980).

L'odeur d'eau de lac peut être mesurée au moyen de l'essai utilisant le seuil de perception olfactive (SPO) (Rand et coll. 1975). La valeur du SPO correspond au rapport de dilution de l'échantillon avec de l'eau inodore qui donne une odeur tout juste perceptible. De nombreuses eaux de surface naturelles exemptes d'algues odorantes ont un SPO de 5, alors que d'autres dans lesquelles on observe une prolifération excessive d'algues, peuvent présenter un SPO supérieur à 200.

2.5 CARACTERISTIQUES PHYSIQUES ET CHIMIQUES

La section qui suit traite de certaines caractéristiques physiques et chimiques de l'eau dans les zones qui sont utilisées pour la baignade ou que l'on se propose d'utiliser à cette fin.

2.5.1 pH

2.5.1.1 Recommandation

Tant que l'on n'aura pas effectué d'autres études et que l'on n'aura pas établi les seuils de tolérance pour les yeux, la baignade dans des eaux dont le pH se situe entre 5,0 et 9,0 devrait être considérée comme acceptable pourvu que le pouvoir tampon soit très faible lorsque le pH est égal ou à proximité de ces limites (Santé et Bien-être social Canada 1983). Certaines provinces peuvent avoir un objectif plus sévère, qui correspond plus directement à leur type d'eau.

2.5.1.2 Justification

Pour comprendre à la fois la résistance de l'eau douce à l'acidification et pour traduire les variations éventuelles de pH en recommandations dans les cas où il y a contact corporel, il importe de connaître la signification de plusieurs termes qui se rapportent à l'acidité des solutions aqueuses. Le pH et le pouvoir tampon sont expliqués en détail dans le chapitre 6 (voir la section 6.2.1).

Des études effectuées avec des lapins et des volontaires n'ont mis en évidence aucun effet néfaste sur les tissus oculaires externes après exposition à de l'eau lacustre ayant un pH de 4,5 seulement (Basu et coll. 1984). On a recommandé la réalisation d'autres études avec de l'eau ayant un faible pH, mais un pouvoir tampon plus élevé.

2.5.2 Température

La vitesse de refroidissement du corps et la capacité de survie en eau froide varient beaucoup d'un individu à l'autre. Cette variabilité dépend de la taille, de la proportion de graisse, d'une acclimatation préalable et de la condition physique générale. Le rapport de la masse corporelle à la surface corporelle est plus élevé chez les personnes de forte corpulence chez qui la température change plus lentement que chez les petits enfants (Kreider 1964).

Les caractéristiques thermiques des eaux utilisées pour la baignade et la natation ne devraient pas faire augmenter ou diminuer sensiblement la température des organes principaux du corps des baigneurs (deep body temperature) et des nageurs. Dans l'eau froide, la chaleur est perdue par le tronc, surtout par conduction à partir des organes internes. L'exercice dans l'eau augmente la déperdition de chaleur et diminue en conséquence la durée de survie. L'immersion continue pendant des périodes prolongées dans des eaux dont la température est inférieure à 15 °C est extrêmement éprouvante

pour tout nageur non revêtu d'une combinaison de plongée, et peut même causer la mort dans certains cas.

La température maximale pouvant être supportée sans danger pendant la baignade varie selon l'individu et semble dépendre de facteurs psychologiques plutôt que physiologiques. Contrairement à ce qui se produit dans l'eau froide, le rapport masse:surface corporelle joue en faveur des enfants dans l'eau chaude. Tant que la température de l'eau est inférieure à la température normale de la peau, soit 33 °C, un corps dégageant une quantité de chaleur métabolique modérée ne devrait pas subir de stress thermique. La survie dans une eau dont la température est supérieure à 34-55 °C dépend de la tolérance à une température interne élevée; une exposition prolongée risque alors de blesser (Santé et Bien-être social Canada 1983).

2.5.3 Salinité

La salinité de l'eau ne semble pas être un facteur limitatif en soi pour les activités où le corps est en contact avec l'eau, que l'on considère la teneur en ions dissous ou la nature des ces ions, à la condition que les autres facteurs, comme le pH et la température, se situent à l'intérieur des limites acceptables. Certains ions (sulfate de magnésium et sulfate de sodium) peuvent avoir un léger effet laxatif en cas d'ingestion accidentelle.

En Saskatchewan, on aménage et on utilise des installations récréatives sur des lacs dont la salinité peut atteindre 81,4 ‰, en incluant tous les ions communs des lacs salins (sulfate de sodium, sulfate de magnésium, carbonate de sodium et leurs combinaisons possibles) (Appleby 1986).

2.5.4 Aspects esthétiques

2.5.4.1 Recommandation

L'eau ne devrait contenir aucune substance provenant d'eaux usées ou d'autres effluents, en quantité pouvant nuire aux organismes ayant une valeur esthétique. Parmi ces substances indésirables, on compte:

1. les matières qui précipitent pour donner un dépôt désagréable;
2. les débris flottants, l'huile, l'écume et autres matières à la surface;
3. les substances qui confèrent à l'eau une couleur, une odeur ou un goût désagréables, ou qui la rendent trouble;
4. des substances et des conditions, ou toute combinaison de ces deux facteurs, en proportions telles qu'il y ait production d'une faune aquatique indésirable (Santé et Bien-être social Canada 1983).

2.5.5 Transparence et pénétration de la lumière

2.5.5.1 Recommandation

L'eau doit être suffisamment limpide pour que le disque de Secchi soit visible à une profondeur d'au moins 1,2 m (Santé et Bien-être social Canada 1983).

2.5.5.2 Justification

La transparence de l'eau se mesure à l'aide du disque de Secchi. Il est important que, dans la zone de baignade, l'eau soit suffisamment limpide pour permettre aux utilisateurs d'en évaluer la profondeur et de distinguer facilement les dangers qui pourraient se trouver sous la surface. Dans les zones réservées à ceux qui apprennent à nager, la transparence doit être telle qu'on puisse voir le disque de Secchi sur le fond.

2.5.6 Turbidité

2.5.6.1 Recommandation

La turbidité ne doit pas dépasser de plus de 5,0 UTN (unités de turbidité néphélométrique) la turbidité naturelle de l'eau lorsque la turbidité est faible (<50 UTN) (Singleton 1986). La turbidité et la transparence de l'eau doivent être prises en considération dans l'évaluation de la visibilité et de la sécurité des nageurs.

2.5.6.2 Justification

Dans les zones de baignade, les surveillants de plage et les autres personnes doivent être en mesure de voir et de reconnaître les baigneurs en détresse. De plus, les nageurs doivent être capables de voir distinctement sous l'eau.

2.5.7 Couleur

Il existe deux mesures de la couleur de l'eau, soit la couleur vraie et la couleur apparente. La couleur vraie d'une eau naturelle est sa couleur après élimination de la turbidité (c.-à-d. après filtration) (Rand et coll. 1975).

Les minéraux naturels donnent à l'eau sa couleur vraie: par exemple, le carbonate de calcium confère à l'eau une couleur verte, dans les régions calcaires, et l'hydroxyde ferrique, une couleur rouge. La présence de substances organiques comme le tanin, la lignine et les acides humiques provenant de la décomposition de végétaux se traduit par une couleur vraie qui est brune (Reid et Wood 1976).

La couleur apparente de l'eau est généralement due à la présence de particules colorées en suspension, au jeu de la lumière sur des particules en suspension, et à des facteurs tels que la réflexion de la lumière sur le fond ou de la réflexion de la lumière du ciel. La présence d'algues en abondance, qu'elles soient flottantes ou fixées sur un substrat, peut influer sur la couleur apparente de l'eau en donnant un large spectre de couleurs qui varient selon les taxons dominants.

Pour mesurer la couleur vraie, il faut filtrer l'eau afin d'en éliminer la couleur apparente. La couleur vraie se mesure d'après l'échelle platine-cobalt (en unités Pt-Co) et varie de très faible, pour les lacs possédant une eau transparente, à plus de 300 unités, pour les eaux très foncées des tourbières (Reid et Wood 1976). La couleur apparente est une qualité d'ordre esthétique et ne peut être quantifiée.

En ce qui concerne la couleur de l'eau utilisée à des fins récréatives, la valeur recommandée est dictée dans une large mesure par les préférences des utilisateurs, et il est impossible de fixer une valeur absolue. La couleur ne doit pas être intense au point qu'elle diminue la visibilité dans les zones de baignade. Une limite maximale de 100 unités Pt-Co a été proposée par Environnement Canada (Environnement Canada 1972), mais aucune justification n'a été donnée. (Pour l'eau potable, Santé et Bien-être social Canada [Santé et Bien-être social Canada 1979] propose une valeur maximale acceptable de 15 unités Pt-Co pour des raisons d'ordre esthétique.)

2.5.8 Huile et graisse

2.5.8.1 Recommandation

L'eau ne doit pas contenir d'huile ou de produits pétrochimiques en concentrations:

1. pouvant être décelées par la présence d'une couche, de reflets ou d'une tache de couleur différente à la surface de l'eau;
2. pouvant être décelées par l'odeur; ou
3. pouvant former sur les rives et les sédiments de fond des dépôts qui soient visibles ou décelables par l'odeur (CMI 1977).

2.5.8.2 Justification

La présence de substances huileuses donne à l'eau un aspect déplaisant. Il est très difficile de recommander une limite pour l'huile et la graisse, car les mélanges de cette catégorie sont très complexes. La pollution des eaux à vocation récréative par des substances huileuses peut être d'origine naturelle ou anthropique. La végétation (terrestre ou aquatique) dans un état avancé de décomposition libère dans l'eau des produits secondaires gras et huileux qui forment une pellicule à la surface.

La méthode utilisée pour le dosage des huiles et des graisses (limite de détection = 1,0 $mg \cdot L^{-1}$) ne donne qu'une estimation grossière des quantités présentes. Elle ne permet pas d'identifier les différents composés.

Certains produits chimiques organiques contenus dans l'eau peuvent être absorbés par la peau; cependant, il faudra effectuer plus de recherches pour évaluer les risques qu'ils représentent pour les baigneurs.

2.6 BIBLIOGRAPHIE

Anonyme. 1984. Water quality criteria; request for comments. Fed. Regist. 49: 21987-21988.

Anonyme. 1986. Bacteriological ambient water quality criteria; availability. Fed. Regist. 51: 8012-8016.

Appleby, A.G. 1986. Communication personnelle. Department of Parks and Renewable Resources, Regina (Saskatchewan).

Aziz, K.M.S. 1974. Diarrhea toxin obtained from a waterbloom-producing species, *Microcystis aeruginosa* Kutzing. Science 183: 1206-1207. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1983.)

Barica, J. 1975. Collapses of algal blooms in prairie pothole lakes: their mechanism and ecological impacts. Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 19: 606-615.

Basu, P.K., M. Avaria, A. Cutz et M. Chipman. 1984. Ocular effects of water from acidic lakes: an experimental study. Can. J. Ophthalmol. 19: 134-141.

Berg, G. et T.G. Metcalf. 1978. Indicators of viruses in waters. *Dans* Indicators of Viruses in Water and Food. G. Berg (ed.). Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Michigan. pp. 267-296. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1983.)

Brownlee, B. 1986. Communication personnelle. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Carmichael, W.W. 1986. Toxins of freshwater Cyanobacteria (blue-green algae). Abstract from 69th Canadian Chemical Conf., June 1-4, Saskatoon, Saskatchewan.

CMI. 1977. New and Revised Great Lakes Water Quality Objectives. Vol. II. Report to the Governments of the United States and Canada. Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1983. Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee. Annual Report of the Great Lakes Science Advisory Board, November. Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). pp. 4-20.

Dufour, A.P. 1977. *Escherichia coli*: The fecal coliform. *Dans* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. A.W. Hoadley and B.J. Dutka (eds.). ASTM Spec. Tech. Publ. 635. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania. pp. 48-58. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1983.)

Dufour, A.P. 1982. Fresh recreational water quality and swimming-associated illness. *Dans* Proc. 2nd Natl. Symp. on Municipal Wastewater Disinfection. U.S. EPA Health Effects Research Laboratory, Orlando, Florida. (Mentionnée dans CMI 1983.)

Dufour, A.P. 1984. Health Effects Criteria for Fresh Recreational Waters. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA 600/1-84/004.

Dutka, B.J. 1986. Communication personnelle. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Environnement Canada. 1972. Guidelines for Water Quality Objectives and Standards. A Preliminary Report. Direction générale des eaux intérieures, Ottawa, Tech. Bull. nº 67.

Erlandsen, S.L. et E.A. Meyer (eds.). 1984. *Giardia* and Giardiasis: Biology, Pathogenesis, and Epidemiology. Plenum Press, New York. 407 pp.

Federal Water Pollution Control Administration. 1968. Report of the National Technical Advisory Committee on Water Quality Criteria. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1983.)

Geldreich, E.E. 1966. Sanitary Significance of Fecal Coliform in the Environment. Water Pollution Control Res. Ser. No. WP-20-3. Government Printing Office, Washington, D.C. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1983.)

Greenberg, A.E., R.R. Trussell et L.S. Clesceri. 1985. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 16th edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1268 pp.

Hoadley, A.W. 1977. Potential health hazards associated with *Pseudomonas aeruginosa* in water. *Dans* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. A.W. Hoadley and B.J. Dutka (eds.). ASTM Spec. Tech. Publ. 635. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania. (Mentionnée dans McNeill 1985.)

Kott, Y., H. Ben-Ari et N. Betzer. 1978. Lagooned, secondary effluents as water source for extended agricultural purposes. Water Res. 12: 1101-1106. (Mentionnée dans U.S. EPA 1984.)

Kreider, M.B. 1964. Pathogenic effects of extreme cold. *Dans* Medical Climatology. S. Licht and E. Licht (eds.). New Haven, Connecticut. pp. 428-468. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1983.)

Laird, M., E.J. Bower, T. Dick, R.D.P. Eaton, G. Faubert, R.S. Freeman, J.C. Holmes, E. Meerovitch, T. Scholten et M.D. Sutton. 1980. Les parasites intestinaux de l'homme dans l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18129. 70 pp.

Leggatt, E.A. 1986. Communication personnelle. Ontario Ministry of the Environment, Toronto (Ontario).

McGovern, T. 1983. Is the water safe for swimming? Maine Environ News 10(4): 1, 7, 8.

McLeod, J.A. et G.S. Bondar. 1952. A case of suspected algal poisoning in Manitoba. Can. J. Public Health 43: 347-350. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1983.)

McNeill, A.R. 1985. Microbiological Water Quality Criteria: A Review for Australia. Department of Resources and Energy, Australian Water Resources Council. Tech. Pap. No. 85. Australian Government Publishing Service, Canberra. 566 pp.

Moore, R.E. 1977. Toxins from blue-green algae. BioScience 27: 797-802. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1983.)

NAS. 1977. Drinking Water and Health. Part 1. National Academy of Sciences, Washington, D.C.

Neil, J.H. 1975. *Cladophora* in the Great Lakes. H. Shear and

D. Konasewich (eds.). Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). 179 pp.

Nicholls, K.H., J.L. Beaver et R.H. Estabrook. 1980. Lakewide Odours in Ontario and New Hampshire Caused by *Chrysochromulina breviturrita* Nich. (Prymnesiophyceae). A.P.I.O.S. Tech. Rep. No. 001/81. Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. 11 pp.

Nicholls, K.H., W. Kennedy et G. Hammett. 1980. A fish-kill in Heart Lake, Ontario, associated with the collapse of a massive population of *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). Freshwater Biol. 10: 553-561.

Palmer, C.M. 1962. Algae in Water Supplies. U.S. Public Health Service Publ. No. 657. Washington, D.C.

Prescott, G.W. 1948. Objectionable algae with reference to the killing of fish and other animals. Hydrobiologia 1: 1-13.

Rand, M.C., A.E. Greenberg et M.J. Taras (eds.). 1975. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewaters. 14th edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1193 pp.

Reid, G.K. et R.D. Wood. 1976. Ecology of Inland Waters and Estuaries. 2nd edition. D. Van Nostrand Co., Toronto, Ontario. 485 pp.

Santé et Bien-être social Canada. 1979. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. 82 pp.

Santé et Bien-être social Canada. 1983. Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada. Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. Ottawa. 83 pp.

Senior, V.E. 1960. Algal poisoning in Saskatchewan. Can. J. Comp. Med. 24: 26-31. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1983.)

Seyfried, P.L. et R.J. Cook. 1984. Otitis externa infections related to *Pseudomonas aeruginosa* levels in five Ontario lakes. Can. J. Public Health 75: 83-91.

Singleton, H.J. 1986. Communication personnelle. British Columbia Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique).

Taft, C.E. 1965. Water and Algae, World Problems. Educational Publ., Chicago, Illinois.

Tobin, R.S. 1986. Communication personnelle. Santé et Bien-être social Canada, Ottawa.

Toronto Area Watershed Management Strategy Steering Committee. 1985. Humber River Bacteriological Study. Tech. Rep. No. 6. Toronto, Ontario.

U.S. EPA. 1984. Drinking Water Microbiology. Committee on the Challenge of Modern Society (NATO/CCMS). NATO/CCMS Drinking Water Pilot Project Series CCMS 128. Office of Drinking Water, U.S. Environmental Protection Agency. EPA 570/9-84-006. 545 pp.

U.S. EPA. 1985. Test Methods for *Escherichia coli* and Enterococci in Water by the Membrane Filter Procedure. EPA Research and Development Rep. Environmental Monitoring and Support Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA 600/4-85-076. 25 pp.

U.S. EPA 1986. Bacteriological Ambient Water Quality Criteria for Marine and Fresh Recreational Waters. Office of Water Regulations and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-84-002.

Vlassoff, L.T. 1981. Communication personnelle. Ontario Ministry of the Environment, Toronto (Ontario). (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1983.)

Wheater, D.W.F., D.D. Mara et J. Oragui. 1979. Indicator systems to distinguish sewage from stormwater runoff and human from animal faecal material. *Dans* Biological Indicators of Water Quality. A. James and L. Evison (eds.). John Wiley and Sons, Chichester, England.

3.0 VIE AQUATIQUE D'EAU DOUCE

Table des matières

		Page
3.0	VIE AQUATIQUE D'EAU DOUCE	3–1
3.1	INTRODUCTION	
3.1.1	Méthode d'élaboration des recommandations	3–1
3.1.1.1	Examen des recommandations	3–1
3.1.1.2	Modification des recommandations	3–1
3.1.1.3	Recommandations existantes inappropriées ou inadéquates	3–5
3.2	RECOMMANDATIONS POUR LA PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE D'EAU DOUCE	3–6
3.2.1	Paramètres inorganiques	3–6
3.2.1.1	Aluminium	3–6
3.2.1.1.1	Recommandation	3–6
3.2.1.1.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–6
3.2.1.1.3	Justification	3–6
3.2.1.2	Antimoine	3–7
3.2.1.2.1	Recommandation	3–7
3.2.1.2.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–7
3.2.1.2.3	Justification	3–7
3.2.1.3	Argent	3–7
3.2.1.3.1	Recommandation	3–7
3.2.1.3.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–7
3.2.1.3.3	Justification	3–7
3.2.1.4	Arsenic	3–8
3.2.1.4.1	Recommandation	3–8
3.2.1.4.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–8
3.2.1.4.3	Justification	3–8
3.2.1.5	Azote (ammoniac, nitrates, nitrites, nitrosamines)	3–9
3.2.1.5.1	Recommandation	3–9
3.2.1.5.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–9
3.2.1.5.3	Justification	3–9
3.2.1.6	Béryllium	3–10
3.2.1.6.1	Recommandation	3–10
3.2.1.6.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–11
3.2.1.6.3	Justification	3–11
3.2.1.7	Cadmium	3–11
3.2.1.7.1	Recommandation	3–11
3.2.1.7.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–11
3.2.1.7.3	Justification	3–11
3.2.1.8	Chlore	3–12
3.2.1.8.1	Recommandation	3–12
3.2.1.8.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–12
3.2.1.8.3	Justification	3–12
3.2.1.9	Chrome	3–13
3.2.1.9.1	Recommandation	3–13
3.2.1.9.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–13
3.2.1.9.3	Justification	3–14
3.2.1.10	Cuivre	3–14
3.2.1.10.1	Recommandation	3–14
3.2.1.10.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–14
3.2.1.10.3	Justification	3–15
3.2.1.11	Cyanures	3–16
3.2.1.11.1	Recommandation	3–16
3.2.1.11.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–16
3.2.1.11.3	Justification	3–16

Table des matières (suite)

		Page
3.2.1.12	Fer	3–18
3.2.1.12.1	Recommandation	3–18
3.2.1.12.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–18
3.2.1.12.3	Justification	3–18
3.2.1.13	Mercure	3–18
3.2.1.13.1	Recommandation	3–18
3.2.1.13.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–18
3.2.1.13.3	Justification	3–18
3.2.1.14	Nickel	3–19
3.2.1.14.1	Recommandation	3–19
3.2.1.14.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–19
3.2.1.14.3	Justification	3–19
3.2.1.15	Oxygène dissous	3–20
3.2.1.15.1	Recommandation	3–20
3.2.1.15.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–20
3.2.1.15.3	Justification	3–21
3.2.1.16	pH	3–22
3.2.1.16.1	Recommandation	3–22
3.2.1.16.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–22
3.2.1.16.3	Justification	3–22
3.2.1.17	Plomb	3–23
3.2.1.17.1	Recommandation	3–23
3.2.1.17.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–23
3.2.1.17.3	Justification	3–23
3.2.1.18	Sélénium	3–24
3.2.1.18.1	Recommandation	3–24
3.2.1.18.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–24
3.2.1.18.3	Justification	3–24
3.2.1.19	Thallium	3–25
3.2.1.19.1	Recommandation	3–25
3.2.1.19.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–25
3.2.1.19.3	Justification	3–25
3.2.1.20	Zinc	3–25
3.2.1.20.1	Recommandation	3–25
3.2.1.20.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–25
3.2.1.20.3	Justification	3–25
3.2.2	Paramètres organiques	3–26
3.2.2.1	Acroléine	3–26
3.2.2.1.1	Recommandation	3–26
3.2.2.1.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–26
3.2.2.1.3	Justification	3–26
3.2.2.2	Aldrine/dieldrine	3–26
3.2.2.2.1	Recommandation	3–26
3.2.2.2.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–26
3.2.2.2.3	Justification	3–27
3.2.2.3	Benzène	3–27
3.2.2.3.1	Recommandation	3–27
3.2.2.3.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–27
3.2.2.3.3	Justification	3–27
3.2.2.4	Chlordane	3–27
3.2.2.4.1	Recommandation	3–27
3.2.2.4.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–27
3.2.2.4.3	Justification	3–27
3.2.2.5	Chlorobenzènes	3–28
3.2.2.5.1	Recommandation	3–28

Table des matières (suite)

		Page
3.2.2.5.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–28
3.2.2.5.3	Justification	3–28
3.2.2.6	Chloroéthylènes	3–29
3.2.2.6.1	Recommandation	3–29
3.2.2.6.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–29
3.2.2.6.3	Justification	3–29
3.2.2.7	Chlorophénols	3–30
3.2.2.7.1	Recommandation	3–30
3.2.2.7.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–30
3.2.2.7.3	Justification	3–30
3.2.2.8	DDT	3–32
3.2.2.8.1	Recommandation	3–32
3.2.2.8.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–32
3.2.2.8.3	Justification	3–32
3.2.2.9	Dinitrotoluènes	3–32
3.2.2.9.1	Recommandation	3–32
3.2.2.9.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–32
3.2.2.9.3	Justification	3–32
3.2.2.10	Diphénylhydrazine	3–32
3.2.2.10.1	Recommandation	3–32
3.2.2.10.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–32
3.2.2.10.3	Justification	3–32
3.2.2.11	Endosulfan	3–33
3.2.2.11.1	Recommandation	3–33
3.2.2.11.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–33
3.2.2.11.3	Justification	3–33
3.2.2.12	Endrine	3–33
3.2.2.12.1	Recommandation	3–33
3.2.2.12.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–33
3.2.2.12.3	Justification	3–33
3.2.2.13	Esters de phtalate	3–34
3.2.2.13.1	Recommandation	3–34
3.2.2.13.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–34
3.2.2.13.3	Justification	3–34
3.2.2.14	Ethers halogénés	3–35
3.2.2.14.1	Recommandation	3–35
3.2.2.14.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–35
3.2.2.14.3	Justification	3–35
3.2.2.15	Ethylbenzène	3–35
3.2.2.15.1	Recommandation	3–35
3.2.2.15.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–35
3.2.2.15.3	Justification	3–35
3.2.2.16	Heptachlore	3–35
3.2.2.16.1	Recommandation	3–35
3.2.2.16.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–35
3.2.2.16.3	Justification	3–35
3.2.2.17	Herbicides phénoxy	3–36
3.2.2.17.1	Recommandation	3–36
3.2.2.17.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–36
3.2.2.17.3	Justification	3–36
3.2.2.18	Hexachlorobutadiène	3–37
3.2.2.18.1	Recommandation	3–37
3.2.2.18.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–37
3.2.2.18.3	Justification	3–37
3.2.2.19	Hexachlorocyclohexanes	3–37

Table des matières (suite)

		Page
3.2.2.19.1	Recommandation	3–37
3.2.2.19.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–37
3.2.2.19.3	Justification	3–38
3.2.2.20	Hexachlorocyclopentadiène	3–38
3.2.2.20.1	Recommandation	3–38
3.2.2.20.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–38
3.2.2.20.3	Justification	3–38
3.2.2.21	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	3–38
3.2.2.21.1	Recommandation	3–38
3.2.2.21.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–38
3.2.2.21.3	Justification	3–38
3.2.2.22	Monophénols et diphénols	3–39
3.2.2.22.1	Recommandation	3–39
3.2.2.22.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–39
3.2.2.22.3	Justification	3–39
3.2.2.23	Nitrobenzène	3–41
3.2.2.23.1	Recommandation	3–41
3.2.2.23.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–41
3.2.2.23.3	Justification	3–41
3.2.2.24	Nitrophénols	3–41
3.2.2.24.1	Recommandation	3–41
3.2.2.24.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–41
3.2.2.24.3	Justification	3–41
3.2.2.25	Polychlorobiphényles (PCB)	3–42
3.2.2.25.1	Recommandation	3–42
3.2.2.25.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–42
3.2.2.25.3	Justification	3–42
3.2.2.26	Toluène	3–43
3.2.2.26.1	Recommandation	3–43
3.2.2.26.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–43
3.2.2.26.3	Justification	3–43
3.2.2.27	Toxaphène	3–43
3.2.2.27.1	Recommandation	3–43
3.2.2.27.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–43
3.2.2.27.3	Justification	3–43
3.2.3	Paramètres physiques	3–44
3.2.3.1	Matières solides totales en suspension	3–44
3.2.3.1.1	Recommandation	3–44
3.2.3.1.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–44
3.2.3.1.3	Justification	3–44
3.2.3.2	Température	3–45
3.2.3.2.1	Recommandation	3–45
3.2.3.2.2	Sommaire de l'étude de la documentation	3–45
3.2.3.2.3	Justification	3–46
3.3	BIBLIOGRAPHIE	3–47

Liste des tableaux

Tableau		*Page*
3-1	Sommaire des recommandations pour la protection de la vie aquatique d'eau douce	3–2
3-2	Recommandations pour l'ammoniac (NH_3) total	3–9
3-3	Recommandations pour le cadmium total dans des eaux de différentes duretés	3–11
3-4	Concentrations percentiles annuelles maximales approximatives du cadmium soluble pour la truite arc-en-ciel et la perche, recommandées par l'EIFAC	3–12
3-5	Recommandations pour le cuivre total dans des eaux de différentes duretés	3–15
3-6	Concentrations percentiles annuelles maximales approximatives du cuivre soluble pour la truite arc-en-ciel, recommandées par l'EIFAC	3–15
3-7	Recommandations pour le nickel total dans des eaux de différentes duretés	3–19
3-8	Recommandations pour l'oxygène dissous	3–21
3-9	Concentrations minimales en oxygène dissous pour différents niveaux de protection des pêches	3–21
3-10	Limites numériques pour l'oxygène dissous ambiant, proposées par l'U.S. EPA (1986)	3–21
3-11	Limites pour l'oxygène dissous, recommandées par Davis (1976)	3–21
3-12	Sommaire des effets du pH sur les poissons	3–22
3-13	Recommandations pour le plomb total dans des eaux de différentes duretés	3–23
3-14	Concentrations maximales annuelles au percentile 95 du zinc soluble, recommandées provisoirement par l'EIFAC	3–26
3-15	Recommandations pour la qualité de l'eau pour le zinc, proposées par Taylor et Demayo (1980)	3–26
3-16	Recommandations pour les chlorobenzènes	3–28
3-17	Recommandations pour les chlorophénols	3–30
3-18	Valeurs récentes de la toxicité aiguë du phénol	3–40
3-19	Recommandations de l'EIFAC et de l'U.S. EPA pour les matières solides en suspension	3–44

3.0 VIE AQUATIQUE D'EAU DOUCE

3.1 INTRODUCTION

L'écosystème d'eau douce se compose d'une collectivité biologique (producteurs, consommateurs, organismes de décomposition), d'éléments physiques et chimiques (abiotiques) et de leurs interactions. Il existe au Canada une diversité d'écosystèmes aquatiques dont l'évolution dépend d'une foule de facteurs.

Dans un écosystème aquatique, les interactions entre les cycles physiques et biochimiques sont complexes et les changements ne se produisent pas isolément. Ainsi, les hydrogrammes annuels et à long terme du bassin d'un cours d'eau sont le résultat du régime hydrologique du bassin. A eux se superposent les cycles biochimiques comme le cycle diurne qui se mesure en heures et le cycle saisonnier qui se mesure en mois. Les systèmes aquatiques subissent en conséquence des variations constantes. Cependant, l'écosystème s'est développé sur une longue période et les organismes se sont adaptés à leur environnement. Le système peut être déséquilibré par des facteurs naturels, dont de brusques variations climatiques ou des maladies, et par des facteurs provoqués par l'activité humaine. Toute variation, surtout si elle est rapide, peut avoir des conséquences nuisibles ou désastreuses.

Les effets négatifs attribuables à l'activité humaine, telle la présence de produits chimiques toxiques dans les effluents industriels, s'exercent sur de nombreux éléments du biote aquatique, leur importance dépendant des caractéristiques biotiques et abiotiques du lieu.

Pour élaborer et appliquer des recommandations pour la protection de la vie aquatique, il faudrait idéalement disposer de renseignements complets sur le paramètre d'intérêt, dont la forme et le devenir dans l'environnement aquatique, le rapport chiffré exposition:effet et le devenir dans les organismes pour une vaste gamme de concentrations d'exposition. C'est rarement le cas et les lacunes de la connaissance sont souvent nombreuses. En règle générale, plus les renseignements dont on dispose sont complets, plus les recommandations sont fiables.

Pour que les renseignements scientifiques présentés dans ce chapitre puissent servir à établir des objectifs de qualité de l'eau pour un lieu donné, il faut tenir compte de la qualité de l'eau de ce lieu, des espèces résidant dans le biote, des besoins en eau et d'autres facteurs (voir l'annexe IV). Un certain nombre d'organismes ont élaboré leurs propres recommandations qui sont appropriées pour l'eau et les besoins de divers lieux. Leurs documents et l'information livrée dans le présent chapitre seront mis à jour à la lumière des résultats de recherches ultérieures.

Les recommandations canadiennes pour la vie aquatique ne sont pas limitées à des espèces (biotiques) précises, mais de l'information propre à certaines espèces est donnée dans la justification pour que les autorités compétentes puissent déterminer si les recommandations proposées permettent vraiment de protéger et d'améliorer les espèces d'un lieu donné. L'emploi d'espèces communes comme indicateurs (p. ex. la truite arc-en-ciel qui sert d'indicateur de la sensibilité des salmonidés) s'imposera fréquemment jusqu'à ce qu'on dispose de données sur les espèces indigènes.

Dans certains cas, les concentrations naturelles d'une substance peuvent dépasser la recommandation sans qu'il se produise d'effet apparent sur le biote. C'est habituellement parce que la substance ne se présente pas sous une forme biodisponible. Le phénomène peut par ailleurs indiquer la présence dans le biote d'agents modificateurs qui neutralisent la toxicité de la substance. Pour les eaux de qualité supérieure, le dépassement des recommandations devrait être inacceptable. De telles considérations devraient être incorporées à la justification conduisant aux choix des objectifs de qualité de l'eau pour un lieu donné. Il faudrait aussi prendre en compte les concentrations naturelles des paramètres et leurs gammes de variation dans la conception des programmes de monitorage et dans l'interprétation des données résultantes.

De même, pour établir des recommandations ou fixer des objectifs propres à un lieu, il faut voir l'écosystème aquatique comme un tout et non comme un ensemble d'organismes isolés, chacun n'étant touché que par un (ou plusieurs) polluant(s). L'écosystème aquatique fait en effet partie d'un système complexe à la fois aquatique et terrestre et ne peut donc être étudié isolément.

Le tableau 3-1 résume les recommandations qui permettent de protéger la vie aquatique d'eau douce. Pour de plus amples renseignements, le lecteur est prié de se reporter à la section qui présente la documentation étudiée et livre la justification ayant conduit au choix de la recommandation.

3.1.1 Méthode d'élaboration des recommandations

Ont été consultées les publications de la Direction de la qualité des eaux d'Environnement Canada, de ministères des provinces et des territoires, de la Commission mixte internationale, de la United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA) et de la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures (EIFAC). Aucune recherche récente supplémentaire n'a été consultée à moins d'avoir été jugée indispensable pour l'établissement d'une recommandation en situation canadienne. Des renseignements sur les sources, les concentrations et le devenir des paramètres influant sur la qualité de l'eau dans l'environnement aquatique canadien sont donnés au chapitre 6.

3.1.1.1 Examen des recommandations

La première étape a consisté à examiner les recommandations existantes pour déterminer si elles s'appliquaient aux conditions canadiennes. Des recommandations ont été jugées appropriées et ont été adoptées si elles étaient basées sur une étude récente de la documentation pertinente et si elles s'appliquaient généralement aux conditions canadiennes.

3.1.1.2 Modification des recommandations

Si les recommandations existantes ne s'appliquaient pas aux conditions canadiennes, mais s'il existait des données

Tableau 3-1. Sommaire des recommandations pour la protection de la vie aquatique d'eau douce

Paramètre	Recommandation	Observations
Paramètres inorganiques		
Aluminium[1]	0,005 $mg \cdot L^{-1}$	pH<6,5; $[Ca^{2+}]$<4,0 $mg \cdot L^{-1}$; COD<2,0 $mg \cdot L^{-1}$
	0,1 $mg \cdot L^{-1}$	pH≥6,5; $[Ca^{2+}]$≥4,0 $mg \cdot L^{-1}$; COD≥2,0 $mg \cdot L^{-1}$
Antimoine	DI[2]	
Argent	0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Arsenic	0,05 $mg \cdot L^{-1}$	
Azote		
Ammoniac (total)	2,2 $mg \cdot L^{-1}$	pH 6,5; température 10 °C (voir tableau 3-2)
	1,37 $mg \cdot L^{-1}$	pH 8,0; température 10 °C
Nitrites	0,06 $mg \cdot L^{-1}$	
Nitrates		Les concentrations qui favorisent la prolifération des mauvaises herbes devraient être évitées.
Nitrosamines	DI	
Béryllium	DI	
Cadmium	0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté 0-60 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
	0,8 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté 60-120 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
	1,3 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté 120-180 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
	1,8 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté >180 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
Chlore (total résiduel)	2,0 $\mu g \cdot L^{-1}$	Mesuré par la méthode ampérométrique ou l'équivalent
Chrome	0,02 $mg \cdot L^{-1}$	Pour protéger les poissons
	2,0 $\mu g \cdot L^{-1}$	Pour protéger la vie aquatique, incluant le zooplancton et le phytoplancton
Cuivre	2 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté 0-60 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
	2 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté 60-120 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
	3 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté 120-180 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
	4 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté >180 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
Cyanures	5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$	Cyanures libres sous forme de CN
Fer	0,3 $mg \cdot L^{-1}$	
Mercure	0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Nickel	25 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté 0-60 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
	65 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté 60-120 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
	110 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté 120-180 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
	150 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté >180 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
pH	6,5-9,0	
Plomb	1 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté 0-60 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
	2 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté 60-120 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
	4 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté 120-180 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
	7 $\mu g \cdot L^{-1}$	Dureté >180 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$)
Oxygène dissous	6,0 $mg \cdot L^{-1}$	Biote d'eau chaude – stades de vie initiaux
	5,0 $mg \cdot L^{-1}$	– autres stades
	9,5 $mg \cdot L^{-1}$	Biote d'eau froide – stades de vie initiaux
	6,5 $mg \cdot L^{-1}$	– autres stades
Sélénium	1 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Thallium	DI	
Zinc[3]	0,03 $mg \cdot L^{-1}$	
Paramètres organiques		
Acroléine	DI	

Tableau 3-1. (suite)

Paramètre	Recommandation	Observations
Aldrine/dieldrine	4 $ng \cdot L^{-1}$ (dieldrine)	
Benzène[3]	0,3 $mg \cdot L^{-1}$	
Chlordane	6 $ng \cdot L^{-1}$	
Chlorobenzènes[3]		
Monochlorobenzène	15 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Dichlorobenzène 1,2- et 1,3-	2,5 $\mu g \cdot L^{-1}$	
1,4-	4,0 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Trichlorobenzène 1,2,3-	0,9 $\mu g \cdot L^{-1}$	
1,2,4-	0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$	
1,3,5-	0,65 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Tétrachlorobenzène 1,2,3,4-	0,10 $\mu g \cdot L^{-1}$	
1,2,3,5-	0,10 $\mu g \cdot L^{-1}$	
1,2,4,5-	0,15 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Pentachlorobenzène	0,030 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Hexachlorobenzène	0,0065 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Chloroéthylènes[3]		
Tétrachloroéthylène	260 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Di- et trichloroéthylènes	DI	
Chlorophénols		
Monochlorophénols	7 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Dichlorophénols	0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Trichlorophénols	18 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Tétrachlorophénols	1 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Pentachlorophénols	0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$	
DDT	1 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Dinitrotoluènes	DI	
Diphénylhydrazine	DI	
Endosulfan	0,02 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Endrine	2,3 $ng \cdot L^{-1}$	
Ethylbenzène[3]	0,7 $mg \cdot L^{-1}$	
Halogénoéthers	DI	
Heptachlore + Epoxyheptachlore	0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Herbicides phénoxy (2,4-D)	4,0 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Hexachlorobutadiène	0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Hexachlorocyclopentadiène	DI	
Hydrocarbures aromatiques polycycliques	DI	
Isomères de hexachlorocyclohexane	0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Nitrobenzène	DI	
Nitrophénols	DI	
Phénols (totaux)	1 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Esters de phtalate		
DBP	4 $\mu g \cdot L^{-1}$	
DEHP	0,6 $\mu g \cdot L^{-1}$	
Autres	0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$	

Tableau 3-1. (suite)

Paramètre	Recommandation	Observations
Polychlorobiphényles (totaux)	1 ng·L^{-1}	
Toluène	0,3 mg·L^{-1}	
Toxaphène	8 ng·L^{-1}	
Paramètres physiques		
Matières solides totales en suspension	Augmentation de 10,0 mg·L^{-1}	Concentration de fond de matières solides en suspension ≤ 100,0 mg·L^{-1}
	Augmentation de 10 % de la concentration naturelle	Concentration de fond de matières solides en suspension > 100,0 mg·L^{-1}
Température		Les rejets thermiques ne devraient pas modifier la stratification ni les dates d'inversion, faire dépasser la température moyenne hebdomadaire maximale, ni les températures à court terme maximales (voir la section 3.2.3.2.1).

[1] Les concentrations de métaux lourds sont celles des métaux totaux dans un échantillon non filtré.
[2] DI = Données insuffisantes pour permettre de formuler une recommandation.
[3] Recommandation provisoire.

permettant de les modifier, on les a modifiées pour ensuite élaborer de nouvelles recommandations.

Les critères de l'U.S. Environmental Protection Agency et d'autres organismes ont été considérés car, dans de nombreux cas, ils ont été établis à partir d'études très récentes et exhaustives de la base de données existante. Toutefois, certains critères sont basés sur des décisions prises par d'autres administrations. Par exemple, l'U.S. EPA a fixé des exigences très strictes en ce qui concerne l'établissement d'une base de données adéquate (U.S. EPA 1985a). En conséquence, des limites numériques de concentration n'ont pas été établies pour certains paramètres, même s'il existait des données. Les décisions de l'U.S. EPA ont donc été considérées, mais pas toujours retenues.

Les modifications suivantes ont été adoptées:

1. Dans l'établissement des recommandations canadiennes, il a été tenu compte de tous les éléments de l'écosystème aquatique (p. ex. phytoplancton, zooplancton, benthos, macrophytes, poissons), pour autant qu'il existait des données. Lorsque les données étaient peu nombreuses, on a jugé que des recommandations provisoires seraient préférables à une lacune. Des recommandations ont été élaborées si la base de données comprenait, au moins, les valeurs de la toxicité aiguë pour plusieurs espèces de poissons, dont les salmonidés, et plusieurs espèces d'invertébrés. On reconnaît aussi le besoin de données supplémentaires.
2. La démarche du Conseil de la qualité des eaux de la Commission mixte internationale (CMI 1975) et du ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1979) a généralement été adoptée. La démarche de l'Ontario est la suivante: "the guidelines are set at such values as to protect all forms of aquatic life and all aspects of the aquatic life cycles. The clear intention is to protect all lifestages during indefinite exposure to the water."* Cette démarche s'oppose à celle de l'U.S. EPA pour qui "protection of all species at all times and places is not deemed necessary"** (U.S. EPA 1985a). Dans les recommandations canadiennes, la démarche de l'Ontario a été modifiée dans ce sens que les exceptions n'ont pas été considérées si elles étaient basées sur une seule valeur non prouvée ou sur un essai non normalisé, ou encore si l'espèce en question était en général un élément mineur de la communauté aquatique au Canada.
3. Le principe des deux nombres introduit par l'U.S. EPA en 1980 (Anonyme 1980), consistant en un maximum et en une moyenne, n'a pas été adopté à cause de l'absence d'un principe scientifique reconnu pour fixer la période de moyennage.

   Entre 1980 et 1985, l'U.S. EPA a calculé des moyennes sur des périodes de 24 h, 4 j et 30 j. Des études récentes ont montré que des concentrations moyennes calculées à partir d'essais en laboratoire d'exposition chronique ne peuvent s'appliquer à des situations réelles, car on considère que les concentrations invariables sont moins toxiques que les concentrations variables, même si la moyenne reste la même (U.S. EPA 1985a). Au Canada, la fréquence du monitorage est rarement suffisante pour justifier l'établissement de limites moyennes sur 24 h et 4 j qu'on pourrait rarement appliquer directement. Une valeur maximale unique a donc été adoptée pour les recommandations canadiennes.

   Cette valeur maximale est fondée sur une concentration à long terme qui ne produit pas d'effet, plutôt que sur la concentration correspondant à la toxicité aiguë. Si les recommandations étaient voisines du seuil de toxicité aiguë, la présence dans l'eau sur une longue période d'un produit

* Traduction par le Secrétariat d'Etat: les limites sont fixées de façon à protéger toutes les formes de la vie aquatique et tous les aspects des cycles de la vie aquatique. L'objectif est de protéger tous les stades de la vie des organismes exposés indéfiniment à l'eau.

** Traduction par le Secrétariat d'Etat: la protection de toutes les espèces à tout moment et en tout lieu n'est pas jugée nécessaire.

à une concentration tout juste inférieure à la recommandation pourrait produire des effets chroniques et même finir par nuire à une population résidente ou l'éliminer. L'hypothèse qu'un échantillon (souvent prélevé une fois le mois) représente toujours des conditions instantanées isolées se traduit par un risque pour l'environnement, car ces conditions peuvent fort bien durer des heures, des jours et même des semaines. Les délais de laboratoire pouvant être assez longs pour certains contrôles, il est plus utile que les recommandations de protection de la vie aquatique soient établies d'après des seuils de "protection" plutôt que d'après des seuils de "réaction d'urgence".

4. On a considéré qu'il était souhaitable d'adopter une démarche uniforme, mais des variations dans la quantité et le type de données disponibles ont quelquefois entraîné des modifications de la démarche. En règle générale, les recommandations ont été établies à partir de données indiquant "l'absence d'effets négatifs", obtenues d'essais de toxicité chronique menés sur tout le cycle de vie ou sur les stades de vie initiaux, à partir de seuils de contamination de la chair de poisson, ou à partir de concentrations dans l'eau qui se traduisent par des valeurs acceptables pour les parties comestibles des espèces de poissons commercialisables (ou pour la protection des consommateurs naturels). Les recommandations ont été comparées au besoin à des valeurs connues de toxicité chronique et ont été modifiées pour offrir une protection à long terme des espèces animales et végétales sensibles importantes ou de leurs utilisations. Lorsqu'il a été nécessaire d'établir une recommandation mais que les données sur la toxicité chronique étaient insuffisantes, on a choisi, comme démarche alternative, de multiplier les données de toxicité à court terme par un "facteur d'application" pour établir cette concentration limite.

   Les facteurs d'application sont les suivants: 0,05 de la CL_{50} de 96 h de l'espèce la plus sensible pour les substances non persistantes ou sans effets cumulatifs; et 0,01 de la CL_{50} de 96 h de l'espèce la plus sensible pour des substances pour lesquelles le peu de données exige de redoubler de prudence. Ces chiffres découlent des facteurs d'application de 0,05 et 0,01 du ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1979) pour des effets non persistants et persistants, respectivement.

   Si les rapports toxicité aiguë:toxicité chronique étaient adéquats, le facteur d'application a été modifié de façon à les incorporer et est devenu égal à 0,2 fois le rapport. Pour toutes les substances causant des effets nocifs par suite de leur biomagnification, il a été tenu compte de facteurs de bioaccumulation dans l'établissement des recommandations.

   Le calcul utilise la moyenne géométrique de toutes les valeurs de toxicité aiguë pour l'espèce la plus sensible. Si cette dernière a une répartition géographique ou un rôle écologique très limité, la valeur de la CL_{50} est jugée douteuse, ou encore si cette valeur n'est pas étayée par d'autres données, une espèce plus représentative est choisie et une explication est ajoutée dans la justification. Si la toxicité est liée à la dureté, la formule de l'U.S. EPA (1985a) est utilisée directement ou sous une forme légèrement modifiée. La méthode utilisée pour établir chaque recommandation est décrite dans la justification.

5. Le principe de "frequency of excess concentrations (average recurrence interval)" [fréquence de dépassement (intervalle de récurrence moyen)] récemment introduit par l'U.S. EPA (1985a) n'a pas été adopté dans les recommandations canadiennes. Bien que la variabilité naturelle doive être considérée dans l'élaboration d'un programme de monitorage, permettre un excès non spécifié (donc illimité) d'une substance toxique en moyenne une fois tous les 3 ans ne devrait pas constituer un objectif ou une condition à atteindre. La population de poissons serait placée dans un état de rétablissement perpétuel au lieu de pouvoir vraiment se rétablir. L'U.S. EPA (1985a) a choisi une période de retour de 3 ans, car "most aquatic ecosystems can probably recover from most excess concentrations in about three years".* Il existe peu d'études documentées sur les rétablissements et la capacité des écosystèmes à se rétablir varie beaucoup; les deux points sont d'ailleurs reconnus par l'U.S. EPA (1985a). Il faut aussi prendre des précautions lorsqu'on applique aux produits chimiques d'origine anthropique le principe d'intervalle de récurrence couramment utilisé pour des événements plus naturels comme les précipitations.
6. Le principe de l'analyse de l'élément total ou de la substance d'un échantillon non filtré a été adopté quand c'était approprié. En règle générale, ce principe avait déjà été adopté dans les recommandations canadiennes existantes. Il protège l'environnement parce qu'il est une mesure de la quantité totale de la substance présente, dont par exemple la partie adsorbée sur des particules en suspension qui pourrait être transportée et se dissoudre ailleurs dans des conditions environnementales différentes. Les critères de qualité de l'eau de l'U.S. EPA sont souvent basés sur une méthode d'analyse du produit récupérable total. L'U.S. EPA a recommandé récemment une méthode de solubilisation dans un acide, mais celle-ci n'a pas été adoptée encore. L'U.S. EPA estime que les résultats produits par cette méthode sont plus justement représentatifs des concentrations utilisées dans les essais de toxicité, ainsi que de la fraction de l'élément qui est considérée comme biodisponible. Les deux méthodes offrent des avantages, mais on ne s'entend pas pour dire laquelle est la meilleure (U.S. EPA 1985a).

3.1.1.3 Recommandations existantes inappropriées ou inadéquates

S'il existait des recommandations pour certains paramètres qui ne s'appliquaient pas aux conditions canadiennes et s'il n'existait pas de données permettant de les modifier, on n'a pas recommandé de recommandation canadienne pour ces paramètres. Les besoins en matière de recherches poussées ont alors été définis. Un résumé des données existantes a été

* Traduction par le Secrétariat d'Etat: la plupart des écosystèmes aquatiques peuvent probablement se rétablir de la plupart des excès en trois ans environ.

inclu dans les recommandations, avec la mention que des recommandations n'ont pu être établies.

3.2 RECOMMANDATIONS POUR LA PROTECTION DE LA VIE AQUATIQUE D'EAU DOUCE

3.2.1 Paramètres inorganiques

3.2.1.1 Aluminium

3.2.1.1.1 Recommandation (provisoire)

La concentration de l'aluminium total ne devrait pas dépasser 0,005 $mg \cdot L^{-1}$ dans les eaux de pH inférieur ou égal à 6,5. La concentration de l'aluminium total ne devrait pas dépasser 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ dans les eaux de pH supérieur à 6,5.

3.2.1.1.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1973) a recommandé que les problèmes de toxicité apparente soient examinés soigneusement lorsqu'on soupçonne la présence d'aluminium ionique. L'aluminium pourrait être beaucoup plus toxique qu'on l'a supposé. L'U.S. EPA n'a pas inclu l'aluminium dans ses critères les plus récents. On n'a pas trouvé de recommandation canadienne relative à la vie aquatique, bien que la CMI (1975) ait proposé la limite de 0,1 $mg \cdot L^{-1}$. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) affirme que toute concentration égale ou supérieure à 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ serait nuisible à la croissance et à la survie des poissons. L'Ontario se prépare à adopter une concentration limite pour l'aluminium (Ralston 1986).

3.2.1.1.3 Justification

La toxicité de l'aluminium dans l'eau douce a été étudiée par Burrows (1977) et Odonnell et coll. (1984). C'est tout récemment que l'importance du pH a été examinée et il reste des lacunes importantes dans nos connaissances.

Dans les eaux acides, l'aluminium est généralement plus toxique lorsque le pH se situe entre 4,4-5,4 avec un maximum autour de 5,0-5,2, surtout lorsque l'aluminium est sous une forme supersaturée (Schofield et Trojnar 1980). L'aluminium peut présenter une toxicité aiguë chez les alevins du meunier noir (*Catostomus commersoni*); une mortalité de 50 % a été observée à des concentrations aussi faibles que 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ à pH 5 (Driscoll et coll. 1980). Un seuil de mortalité (mortalité de 7-13 %) a été observé chez l'alevin du meunier par Baker et Schofield (1982) à une concentration d'aluminium de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ et à un pH se situant entre 4,5 et 4,8.

Les premiers stades de développement des salmonidés semblent aussi être sensibles. On a constaté une mortalité de 25 % chez l'alevin vésiculé du touladi (*Salvelinus namaycush*) à une concentration de 0,07 $mg \cdot L^{-1}$ et à un pH se situant entre 4,6 et 5,6 (Gunn et Keller 1984). Une mortalité de 27 % a été observée chez l'embryon blastomérisé de la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri* Richardson) à une concentration inférieure à 0,02 $mg \cdot L^{-1}$ et à pH 4,5 (Holtze 1983) et une mortalité de 90 % chez la truite arc-en ciel de 4 à 8 j à une concentration de 0,075 $mg \cdot L^{-1}$ (Neville 1985). La CL_{50} de 96 h de l'alevin de la truite arc-en-ciel était de 0,12 $mg \cdot L^{-1}$ à pH 4,5 (Holtze 1983). La toxicité de l'aluminium est considérablement réduite à un pH voisin de la neutralité.

En milieux très acides, les effets toxiques de la concentration élevée en ions hydrogène sont plus importants que la présence d'aluminium en faible concentration. Il a de fait été montré que, à certains stades de la vie aquatique, les effets de l'aluminium compensaient les effets d'un pH faible (4,2-4,8) (Schofield et Trojnar 1980; Baker et Schofield 1982).

En milieux alcalins, la toxicité de l'aluminium pour les poissons augmente. Des expériences menées avec des truites arc-en-ciel de la grosseur du doigt, en milieux basiques, ont montré que la toxicité de l'aluminium dissous était plus grande, mais que l'aluminium en suspension était également toxique (Freeman et Everhart 1971). Une concentration de 0,52 $mg \cdot L^{-1}$ (aluminium total) a entraîné une mortalité de 44 % après 45 j à pH 9. Les agents complexants influent aussi sur la disponibilité de l'aluminium pour les poissons. L'addition de fluorures, de citrates et de ligands organiques tels les acides humiques en réduit la disponibilité.

Des différences physiologiques entre poissons, associées à l'espèce et au stade de vie, influent sur la toxicité de l'aluminium (Odonnell et coll. 1984). La toxicité diminue généralement avec l'âge, sauf lorsque le pH est très faible (<4,4) (Baker et Schofield 1982). Certaines souches de poissons tolèrent le stress provoqué par les eaux acides; cette variation dans la tolérance peut être reliée à des différences dans la réaction à l'aluminium.

La toxicité de l'aluminium pour les organismes aquatiques autres que les poissons a été étudiée récemment. On a constaté une mortalité de 37 % chez le chironome *Tanytarsus dissimilis* (deuxième et troisième instars) après 55 j à une concentration de 0,8 $mg \cdot L^{-1}$ et à un pH 6,8 (Lamb et Bailey 1981). Il n'y a eu aucune augmentation de la mortalité de la larve de quatrième instar du diptère *Chaoborus punctipennis* et du diptère *Chironomus anthrocinus* à la concentration de 1 $mg \cdot L^{-1}$ et à un pH se situant entre 3,5 et 6,5; par contre, les cladocères *Daphnia catawba* et *Holopedium gibberum* ont eu une mortalité accrue de 20 à 35 % par rapport à des témoins, à la même concentration et à un pH de 4-5 (Havas et Likens 1985). La CL_{50} de 48 h de *Ceriodaphnia* s'est produite à une concentration se situant entre 0,3 et 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ et à un pH variant de 5,5 à 6,0 (Shephard 1983). A une concentration de 0,68 $mg \cdot L^{-1}$, la reproduction de *Daphnia magna* a été réduite de 50 % après trois semaines, à un pH allant de 6,5 à 7,5 (Schofield et Trojnar 1980).

Les amphibiens sont également sensibles à la toxicité de l'aluminium. L'éclosion des oeufs du crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*) chute de 75 % (par rapport à des témoins gardés à pH 4,3) à 56 % par suite de l'ajout de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ d'aluminium. Le seuil de l'absence d'effet significatif se situait à 0,005 $mg \cdot L^{-1}$ (Clark et LaZerte 1985).

Les plantes aquatiques semblent être moins sensibles que certains invertébrés. Une réduction de 50 % de la croissance des racines du myriophylle blanchissant (*Myriophyllum spicatum* L.) a été observée à une concentration de 2,5 $mg \cdot L^{-1}$ et à un pH voisin de la neutralité (Stanley 1974).

Une recommandation provisoire pour l'aluminium est recommandée par suite de la publication récente de documentation sur le sujet, en particulier dans la gamme de pH allant de 4,5 à 5,5. Cette recommandation comporte deux

volets, décision fondée sur l'observation faite par Neville (1985) que la réponse physiologique de la truite arc-en-ciel juvénile à une concentration de 75 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'aluminium est grande à pH 6,1, mais minime à pH 6,5. La limite numérique de 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ d'abord proposée par l'U.S. EPA est recommandée provisoirement pour les eaux de pH égal ou supérieur à 6,5 (U.S. EPA 1973). Pour les eaux acides de pH inférieur ou égal à 6,5, la limite de 0,005 $mg \cdot L^{-1}$ est recommandée, car elle correspond au seuil de l'absence d'effet chez le crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*) (Clark et LaZerte 1985). La présence de calcium, de carbone organique dissous et peut-être d'autres ligands complexants peut réduire la toxicité de l'aluminium, mais on ne peut tenir compte de ces relations dans la recommandation, les données étant insuffisantes.

3.2.1.2 Antimoine

3.2.1.2.1 Recommandation

Les données sont insuffisantes pour permettre d'établir une recommandation pour l'antimoine.

3.2.1.2.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980a) a préparé un document sur les critères de qualité de l'eau ambiante pour l'antimoine, mais les données n'étaient pas suffisantes pour permettre de fixer une concentration limite. Il n'existe aucune autre recommandation relative à la vie aquatique.

3.2.1.2.3 Justification

Les plantes aquatiques pourraient être plus vulnérables à l'antimoine que les poissons ou les invertébrés. On observe une inhibition de la chlorophylle *a* et une réduction du nombre de cellules chez l'algue *Selenastrum capricornutum* à des concentrations de 610 et 630 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (U.S. EPA 1980a).

Les données disponibles pour l'antimoine indiquent que les toxicités aiguë et chronique chez les animaux d'eau douce surviennent à des concentrations aussi faibles que 9 et 1,6 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement (U.S. EPA 1980a). La toxicité aiguë des espèces solubles de l'antimoine a été déterminée seulement pour l'invertébré *Daphnia magna*; la toxicité la plus faible a été enregistrée à 9 $mg \cdot L^{-1}$. Il existe des valeurs pour la toxicité chronique de l'antimoine pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et *Daphnia magna*; la tête-de-boule est l'espèce la plus sensible (U.S. EPA 1980a).

Les données sur la bioconcentration de l'antimoine dans le milieu aquatique sont rares. Après une exposition de 28 j au trioxyde d'antimoine, les concentrations dans le corps entier chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) n'étaient pas supérieures aux concentrations relevées chez les poissons témoins (U.S. EPA 1980a).

3.2.1.3 Argent

3.2.1.3.1 Recommandation

La concentration de l'argent total ne devrait pas dépasser 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$.

3.2.1.3.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Les provinces de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et du Manitoba (Williamson 1983) recommandent une limite de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ qui est aussi celle de la CMI (1982) pour les Grands lacs et celle que recommandent Taylor et coll. (1983b). L'U.S. EPA (1980k) a établi une limite pour l'argent total récupérable fondé sur la formule suivante qui tient compte de la dureté:

$$\text{conc. de Ag} = e^{(1,72[\ln(\text{dureté})]-6,52)}\ \mu g \cdot L^{-1}$$

Par exemple, pour des duretés de 50, 100 et 200 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$, l'U.S. EPA (1980k) recommande que la concentration de l'argent total récupérable ne devrait jamais dépasser 1,2, 4,1 et 13 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement.

3.2.1.3.3 Justification

L'argent est un des métaux les plus toxiques pour la vie aquatique. Le nitrate d'argent et l'iodure d'argent, en particulier, sont très toxiques. Le chlorure d'argent est de toxicité aiguë 300 fois moindre que l'ion argent libre dans des essais de 30 j sur la tête-de-boule au stade embryo-larvaire (LeBlanc et coll. 1984). Le thiosulfate d'argent et le sulfure d'argent sont respectivement 15 000 et 17 500 fois moins toxiques que l'ion argent libre (LeBlanc et coll. 1984). La toxicité aiguë de l'argent semble être liée à l'ion chlorure, mais on ne possède pas assez de données pour établir des recommandations fondées sur les concentrations de chlorure (U.S. EPA 1980k).

La toxicité aiguë de l'argent pour les organismes aquatiques décroît lorsque la dureté croît. Des substances organiques peuvent aussi réduire la toxicité aiguë de l'argent. L'U.S. EPA (1980k) a établi une base de données de 82 valeurs de toxicité aiguë pour 10 espèces appartenant à neuf familles taxonomiques. Les valeurs de la toxicité aiguë pour les invertébrés commencent à 0,25 $\mu g \cdot L^{-1}$ chez *Daphnia magna* et, pour les poissons, à 3,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) dans l'eau douce. Nebeker, McAuliffe et coll. (1983) ont déterminé les CL_{50} de 96 h pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) et steelhead (*Salmo gairdneri*) et la tête-de-boule; elles sont de 8,6, 9,2 et 5,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement. L'absence d'aliments dans les essais avec *Daphnia magna* a rendu l'argent environ dix fois plus toxique; la valeur moyenne de la CE_{50} de 48 h pour *Daphnia magna* sans aliment est de 0,9 $\mu g \cdot L^{-1}$, comparativement à 12,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'essai avec des aliments (Nebeker, McAuliffe et coll. 1983). La LT_{50} de 14 j de l'éphémère *Ephemerella grandis* immature, inférieure à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$, est aussi très faible (Nehring 1976).

Lors d'une comparaison interlaboratoire de résultats d'essais sur les cycles de vie de *Daphnia magna*, les valeurs moyennes de la toxicite aiguë pour l'argent ont été inférieures aux valeurs moyennes de la toxicité chronique, probablement à cause de l'addition d'aliments aux solutions dans les essais sur la toxicité chronique, ce qui n'a pas été fait dans les essais sur la toxicité aiguë (U.S. EPA 1980k). La valeur de la toxicité chronique pour l'argent obtenue à partir d'un essai sur les premiers stades de vie de la truite arc-en-ciel est de 0,12 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Davies et Goettl 1978). Dans un autre essai sur les premiers stades de vie de la truite "steelhead", on a constaté des réductions de la survie et de la longueur moyenne du poisson à 0,5 et 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'argent respectivement (Nebeker, McAuliffe et coll. 1983). La valeur moyenne de la CE_{50} de 21 j pour *Daphnia magna* (avec aliments) est de 3,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Nebeker, McAuliffe et coll. 1983). Aucune relation n'a été établie entre la toxicité chronique et la dureté de l'eau.

La concentration maximale acceptable du toxique pour l'ion argent libre dans un essai sur la truite arc-en-ciel (oeufs en développement) est supérieure à 0,09 $\mu g \cdot L^{-1}$ mais inférieure à 0,17 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Davies et Goettl 1978). Les concentrations maximales acceptables du toxique pour le sulfure d'argent et les complexes de thiosulfate d'argent sont supérieures à 11 et 16 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement, mais inférieures à 35 $mg \cdot L^{-1}$ (LeBlanc et coll. 1984). Les différences entre l'argent libre et le sulfure d'argent sont de cinq ordres de grandeur; l'espèce de l'argent est donc un facteur important.

Les plantes semblent être plus résistantes à l'argent que certains animaux; par conséquent, les recommandations établies en vue de protéger les animaux les plus sensibles devraient aussi servir à protéger les plantes (U.S. EPA 1980k). La multiplication des cellules a été inhibée chez l'algue bleu-vert *Microcystis aeruginosa* et l'algue verte *Scenedesmus quadricauda* à des concentrations situées entre 0,7 et 9,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Bringmann et Kuhn 1978a). La croissance de *Chlorella vulgaris* a été retardée à une concentration de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Hutchinson et Stokes 1975). Les facteurs de bioconcentration sont faibles et situés entre moins de 1 et 240 (U.S. EPA 1980k).

La limite de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$, généralement proposée comme recommandation au Canada, est adoptée comme telle, étant donné qu'elle s'appuie sur une documentation récente. L'importance de l'espèce du métal, la présence d'aliments et l'effet de la dureté de l'eau sur la toxicité aiguë devraient être pris en compte lorsque la recommandation est appliquée à des endroits spécifiques.

3.2.1.4 Arsenic

3.2.1.4.1 Recommandation

La concentration d'arsenic total ne devrait pas dépasser 0,05 $mg \cdot L^{-1}$.

3.2.1.4.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Demayo et coll. (1982) et la CMI (1975) ont recommandé une limite de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ pour les approvisionnements publics en eau brute, les humains étant plus sensibles à l'arsenic que les organismes aquatiques. Le Manitoba (Williamson 1983) a recommandé une limite de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ pour l'eau brute, tant pour protéger le consommateur que la vie aquatique. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) a proposé une limite de 0,10 $mg \cdot L^{-1}$ pour protéger la vie aquatique. Cette limite est en train d'être révisée. L'U.S. EPA (1976) n'a pas établi de limite pour l'arsenic en ce qui a trait à la protection de la vie aquatique. L'U.S. EPA (1980b) a recommandé que la concentration d'arsenic inorganique trivalent récupérable total ne dépasse pas 440 $\mu g \cdot L^{-1}$ en tout temps. L'U.S. EPA (1980b) a aussi indiqué qu'on avait observé des effets à court terme chez les embryons et les larves de vertébrés aquatiques à des concentrations d'arsenic aussi faibles que 40 $\mu g \cdot L^{-1}$.

L'U.S. EPA (1985b) indique que les organismes aquatiques d'eau douce et leurs utilisations ne devraient pas subir d'effets inacceptables si la concentration moyenne sur 4 j de l'arsenic(III) ne dépasse pas 190 $\mu g \cdot L^{-1}$ plus d'une fois tous les trois ans en moyenne, et si la concentration moyenne sur 1 h ne dépasse pas 360 $\mu g \cdot L^{-1}$ plus d'une fois tous les 3 ans en moyenne. L'U.S. EPA (1985b) a estimé qu'il n'existait pas suffisamment de données pour établir des limites numériques pour l'arsenic(V) inorganique ou pour tout autre composé arsénié organique.

3.2.1.4.3 Justification

Il existe plusieurs espèces d'arsenic dans l'eau douce; l'espèce dépend largement des conditions d'oxydo-réduction et du pH de l'eau (Ferguson et Gavis 1972).

Les invertébrés sont généralement plus vulnérables à l'arsenic que les poissons adultes. La toxicité aiguë de l'arsenic(III) chez les invertébrés commence à deux valeurs très proches: 812 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le cladocère *Simocephalus serrulatus* (Sanders et Cope 1966) et 874 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'amphipode *Gammarus pseudolimnaeus* (Call et coll. 1983; Lima et coll. 1984). Les espèces trivalentes et pentavalentes de l'arsenic semblent de toxicité similaire. La plus faible concentration d'arsenic(V) causant une toxicité aiguë est de 850 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le cladocère *Bosmina longirostris* (Passino et Novak 1984). La toxicité chronique de l'arsenic(III) est similaire à la toxicité aiguë. La toxicité chronique pour l'arsenic chez le cladocère *Daphnia magna* est de 914 $\mu g \cdot L^{-1}$ (calculée à partir des limites chroniques de 630 et 1320 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Call et coll. 1983; Lima et coll. 1984). Le taux de reproduction de *Daphnia magna* chute de 10 % à 302 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'arsenic(V) (Biesinger et Christensen 1972).

La toxicité aiguë de l'arsenic(III) chez le poisson commence à trois valeurs très proches: 13,34 $mg \cdot L^{-1}$ chez l'alevin de la grosseur du doigt de la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) (National Fisheries Research Laboratory 1980), 14,86 $mg \cdot L^{-1}$ pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) dans sa phase juvénile (Call et coll. 1983; Lima et coll. 1984), et 14,96 $mg \cdot L^{-1}$ pour l'omble de fontaine adulte (*Salvelinus fontinalis*) (Cardwell et coll. 1976a). La toxicité aiguë la plus faible connue de l'arsenic(V) chez les poissons est de 10,8 $mg \cdot L^{-1}$ chez la truite arc-en-ciel (Hale 1977).

Les toxicités chroniques de l'arsenic(III) et de l'arsenic(V) chez les poissons sont du même ordre de grandeur que les toxicités aiguës chez les invertébrés. Par exemple, les toxicités chroniques de ces deux espèces d'arsenic chez la tête-de-boule sont de 3,026 et 0,892 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement (Call et coll. 1983; Lima et coll. 1984; U.S. EPA 1985b). La CE_{50} de 28 j pour l'arsenic(III) chez l'embryon et la larve de la truite arc-en-ciel est de 550 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Birge et coll. 1980). Des changements physiologiques se produisent chez le tacon du saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) après une exposition de six mois à une concentration de 300 $\mu g \cdot L^{-1}$ de trioxyde d'arsenic. Ces changements réduisent le succès de la migration du saumon (Nichols et coll. 1984).

La CE_{50} la plus faible signalée par l'U.S. EPA (1985b) était de 40 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'arsenic(III) pour l'embryon et la larve du crapaud microhylidé (*Gastrophryne carolinensis*), une espèce du sud des Etats-Unis (Birge 1978).

Les températures plus élevées semblent augmenter la toxicité de l'arsenic, mais la dureté n'a pas d'effet. La durée d'exposition létale médiane du crapet vert (*Lepomis cyanellus*) diminue lorsque la température de l'eau augmente (Sorenson 1976). La dureté n'a pas d'influence sur la toxicité de l'arsenic(III) inorganique chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Inglis et Davis 1972). Les produits arséniés peuvent neutraliser la toxicité du sélénium, mais l'action dépend de la concentration de chaque paramètre (Frost 1967).

L'arsenic(V) semble plus toxique chez les plantes que l'arsenic(III). La toxicité commence à 48 $\mu g \cdot L^{-1}$ chez l'algue *Scenedesmus obliquus* (Vocke et coll. 1980).

L'arsenic n'est pas bioamplifié, bien qu'il soit concentré par certains organismes aquatiques (Lunde 1970; Seydel 1972; Isensee et coll. 1973). Les formes inférieures de la vie aquatique peuvent accumuler de plus grandes quantités d'arsenic que les poissons. Les poissons les plus susceptibles de con-

centrer l'arsenic sont ceux qui vivent près du fond ou au fond du plan d'eau (ACHP 1977).

La recommandation de 0,05 mg·L^{-1} proposée par Demayo et coll. (1982) est recommandée. Elle est bien inférieure aux concentrations toxiques connues pour les poissons dans les premiers stades de la vie. Les données laissent penser qu'une espèce d'algue, *Scenedesmus obliquus*, peut ne pas être protégée si elle est exposée de façon continue à une concentration d'arsenic de 0,05 mg·L^{-1}.

3.2.1.5 Azote (ammoniac, nitrates, nitrites, nitrosamines)

3.2.1.5.1 Recommandation

La concentration d'ammoniac total ne devrait pas dépasser les concentrations présentées au tableau 3-2. Quoique l'ammoniac soit le composant toxique, il faut souligner que le tableau donne la concentration équivalente de l'ammoniac total pour chaque combinaison de température et de pH. Ainsi, le calcul de la valeur de l'ammoniac est superflu. La toxicité de l'ammoniac varie avec le pH et la température, de même que la portion non ionisée de l'ammoniac total. Les recommandations pour l'ammoniac total données au tableau 3-2 reflètent ces deux variations.

La concentration des nitrites ne devrait pas dépasser 0,06 mg·L^{-1}. Une recommandation numérique n'est pas proposée pour les nitrates, bien qu'il soit souhaitable d'éviter les fortes concentrations qui peuvent favoriser la prolifération de plantes nuisibles.

Les données sont insuffisantes pour permettre de fixer une recommandation pour les nitrosamines.

3.2.1.5.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La province du Manitoba (Williamson 1983) recommande que l'azote (organique et inorganique total) soit limité de façon à prévenir une croissance indésirable de plantes aquatiques enracinées, fixées et flottantes, de champignons, etc., qui rendraient l'eau impropre aux usages courants. Les objectifs polyvalents de la qualité des eaux de l'Alberta (Alberta Ministry of the Environment 1977) et de la Saskatchewan (Saskatchewan Ministry of the Environment 1983) pour l'azote total organique et inorganique sont de 1 mg·L^{-1}. Aucune autre recommandation relative à la protection de la vie aquatique n'a été trouvée pour l'azote, les nitrates ou les nitrites totaux, bien que la Colombie-Britannique soit en train d'en établir.

Les provinces de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et du Manitoba (Williamson 1983) ont établi une limite de 0,02 mg·L^{-1} d'ammoniac en vue de protéger la vie aquatique. Cette limite est la même que la limite de l'U.S. EPA (1976). La CMI a récemment substitué à sa limite de 0,02 mg·L^{-1} d'ammoniac la limite de 0,03 mg·L^{-1} pour toutes les eaux, exception faite des zones d'utilisation spéciale, la limite étant alors calculée au moyen d'une équation (CMI 1986). L'U.S. EPA (1985j) a révisé ses limites en vue d'inclure des formules pour les concentrations moyennes sur 1 h et 4 j pour des eaux avec et sans salmonidés ou autres espèces sensibles vivant en eau froide. Des dépassements non spécifiés sont maintenant acceptés une fois tous les 3 ans en moyenne par l'U.S. EPA (1985j).

L'U.S. EPA (1980i) a préparé un document sur les critères relatifs à la qualité de l'eau ambiante pour les nitrosamines, mais aucune limite n'a été établie, car les exigences minimales de l'U.S. EPA relatives à la base de données n'avaient pas été satisfaites. On n'a pas trouvé d'autres recommandations relatives aux nitrosamines, bien que le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) les classe comme des substances à limites de tolérance non définies.

Tableau 3-2. Recommandations pour l'ammoniac (NH_3) total

pH	Concentration d'ammoniac (mg·L^{-1}) aux températures suivantes (°C)						
	0	5	10	15	20	25	30
6,50	2,5	2,4	2,2	2,2	1,49	1,04	0,73
6,75	2,5	2,4	2,2	2,2	1,49	1,04	0,73
7,00	2,5	2,4	2,2	2,2	1,49	1,04	0,74
7,25	2,5	2,4	2,2	2,2	1,50	1,04	0,74
7,50	2,5	2,4	2,2	2,2	1,50	1,05	0,74
7,75	2,3	2,2	2,1	2,0	1,40	0,99	0,71
8,00	1,53	1,44	1,37	1,33	0,93	0,66	0,47
8,25	0,87	0,82	0,78	0,76	0,54	0,39	0,28
8,50	0,49	0,47	0,45	0,44	0,32	0,23	0,17
8,75	0,28	0,27	0,26	0,27	0,19	0,16	0,11
9,00	0,16	0,16	0,16	0,16	0,13	0,10	0,08

Source: U.S. EPA 1985j.

3.2.1.5.3 Justification

Les nitrates sont une importante substance nutritive pour la végétation aquatique. Etant donné qu'ils peuvent stimuler la croissance des plantes, leur présence en grandes quantités peut se traduire par la prolifération de celles-ci. Dans des essais de toxicité aiguë à l'azote sous forme de nitrates, les valeurs de la CL_{50} de 96 h pour le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) et l'alevin de la grosseur du doigt de la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) ont été établies à 5,80 et 6,00 g·L^{-1} respectivement (Westin 1974). Les oeufs de la truite (steelhead et arc-en-ciel) et l'alevin du saumon chinook affichent une importante augmentation de mortalité à des concentrations de nitrates de 5, 10 et 20 mg·L^{-1} respectivement (Kincheloe et coll. 1979).

Les salmonidés sont plus sensibles aux nitrites que d'autres espèces de poissons et les écarts sont petits entre les espèces (Lewis et Morris 1986). Dans des essais de toxicité aiguë à l'azote sous forme de nitrites, la valeur de la CL_{50} de 96 h a été établie à 2,9 mg·L^{-1} pour le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) (Westin 1974). Dans des dosages biologiques des nitrites en système à circulation continue, les valeurs de la CL_{50} de 96 h pour des truites arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) de quatre tailles différentes se sont situées entre 0,19 et 0,39 mg·L^{-1} (Russo et coll. 1974). Les écarts sont beaucoup plus importants entre les espèces de poissons d'eau chaude (Lewis et Morris 1986). La CL_{50} de 96 h de l'azote sous forme de nitrites est de 7 mg·L^{-1} chez la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*), de 16 mg·L^{-1} chez la tilapie (*Tilapia aurea*) et de 140 mg·L^{-1} chez l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) (Palacheck et Tomasso 1984).

Lewis et Morris (1986) ont conclu, après étude de la documentation existante, que les petits poissons (dont les larves) sont peu susceptibles d'être plus sensibles aux nitrites que les gros poissons des mêmes espèces. Pour certaines espèces, des indices montrent même que les petits poissons sont plus tolérants que les moyens et les gros poissons.

La concentration à laquelle aucune truite arc-en-ciel ne meurt en 10 j est de 0,06 $mg \cdot L^{-1}$ (Russo et coll. 1974). Le niveau de la méthémoglobine augmente chez les juvéniles de la truite (steelhead) exposés pendant six mois à une concentration de 0,015 $mg \cdot L^{-1}$, mais aucun dommage des ouïes n'a été constaté à une concentration inférieure à 0,06 $mg \cdot L^{-1}$ (Wedemeyer et Yasutake 1978). Aucune réduction de la croissance n'a non plus été observée pendant une exposition de six mois à 0,06 $mg \cdot L^{-1}$ en présence de chlorures à une concentration de 2,3 $mg \cdot L^{-1}$. L'ajout d'ions de chlorures peut accroître la tolérance des salmonidés aux nitrites (Wedemeyer et Yasutake 1978).

La méthémoglobine, un dérivé de l'hémoglobine incapable de se lier à l'oxygène, a été observée chez des poissons et des amphibiens (Smith et Williams 1974, Russo et coll. 1974; Huey et coll. 1980; Huey et Beitinger 1980). On pense néanmoins que c'est l'hypoxie du foie qui est la cause de la toxicité des nitrites (Arillo et coll. 1984).

L'azote, sous forme de nitrates et de nitrites, à des concentrations de 90 et de 5 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement, ne menacerait pas la plupart des poissons d'eau chaude (McCoy 1972; Knepp et Arkin 1973). A une concentration égale ou inférieure à 0,06 $mg \cdot L^{-1}$, les nitrites ne menaceraient pas les salmonidés (Russo et coll. 1974; Russo et Thurston 1975). Ces concentrations n'ayant pas été constatées et étant peu vraisemblables dans les eaux de surface naturelles, l'U.S. EPA (1976) n'a pas établi de limites.

L'U.S. EPA (1985j) a constaté que l'ammoniac est de toxicité aiguë pour les organismes d'eau douce aux concentrations (non corrigées pour le pH) se situant entre 0,53 et 22,8 $mg \cdot L^{-1}$ pour 19 espèces d'invertébrés appartenant à 14 familles, et entre 0,083 et 4,60 $mg \cdot L^{-1}$ pour 29 espèces de poissons appartenant à 9 familles. Les CL_{50} de 96 h minimales sont de 0,083 $mg \cdot L^{-1}$ pour les salmonidés et de 0,143 $mg \cdot L^{-1}$ pour les non-salmonidés (Rice et Bailey 1980; Thurston et Meyn 1984). Il existe cependant un chevauchement considérable entre salmonidés et non-salmonidés; les cinq espèces les plus sensibles sont, dans l'ordre, le ménomini des montagnes (*Prosopium williamsoni*), la chatte de l'est (*Notemigonus crysoleucas*), le dard arc-en-ciel (*Etheostoma spectabile*), le doré (*Stizostedion vitreum*) et la truite arc-en-ciel (Hazel et coll. 1979; Swigert et Spacie 1983; Thurston et Russo 1983; Thurston et Meyn 1984; West 1985). La toxicité aiguë pour la truite arc-en-ciel a été étudiée par un grand nombre de chercheurs au moyen d'essais en système à circulation continue et à des concentrations mesurées; les CL_{50} de 96 h se situent entre 0,16 et 1,1 $mg \cdot L^{-1}$ (Calamari et coll. 1977, 1981; Broderius et Smith 1979; DeGreave et coll. 1980; Thurston, Phillips et coll. 1981; Thurston, Russo et coll. 1981; Reinbold et Pescitelli 1982; Thurston et Russo 1983; West 1985). La toxicité chronique minimale est de 1,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le saumon rose (*Oncorhynchus gorbuscha*) (Rice et Bailey 1980).

Il a été démontré que c'est l'ammoniac (NH_3) qui est la principale forme toxique. Certains facteurs peuvent changer la toxicité aigue en modifiant la concentration de l'ammoniac dans l'eau, soit par déplacement de l'équilibre ammoniac-ion ammonium, soit par augmentation de la toxicité de l'ammoniac pour les organismes. Parmi les facteurs qui influent sur la toxicité de l'ammoniac, on compte la teneur en oxygène dissous, la teneur en anhydride carbonique, la salinité, la température, le pH, l'acclimatation antérieure à l'ammoniac, les fluctuations de l'exposition et la présence d'autres produits toxiques (U.S. EPA 1985j). L'effet des matières solides dissoutes totales est mineur dans l'eau douce (Messer et coll. 1984) et n'est pas considéré lors de l'élaboration de recommandations. D'autres données existent sur les effets de la température et du pH. La toxicité aiguë de l'ammoniac pour le poisson augmente avec la baisse de la teneur en oxygène dissous, du pH et de la température. Les poissons ayant déjà été exposés à des concentrations sublétales d'ammoniac résistent mieux aux concentrations qui seraient autrement de létalité aiguë. Les poissons tolèrent mieux les concentrations constantes d'ammoniac que les concentrations fluctuantes.

Les invertébrés sont généralement plus tolérants que les poissons, à l'exception de la cyclade (*Musculium transversum*) (Anderson et coll. 1978). Le phytoplancton et les plantes vasculaires aquatiques sont beaucoup plus tolérants à l'ammoniac que les invertébrés ou les poissons (Abelovich et Azov 1976; Przytocka-Jusiak 1976).

La limite proposée par l'U.S. EPA (1985j) pour l'ammoniac total pour les espèces sensibles vivant en eau froide (moyenne sur 4 j) a été adoptée comme recommandation canadienne, car elle a été obtenue à partir de la base de données la plus importante et la plus récente. Il existe suffisamment de données obtenues d'essais de toxicité effectués à différents pH et à différentes températures pour décrire la relation existant entre température et pH et la toxicité aiguë de l'ammoniac. Les données extrêmement limitées sur la toxicité chronique indiquent également que celle-ci augmente quand le pH diminue. Il n'existe pas de renseignements sur les effets de la température sur la toxicité chronique de l'ammoniac, bien que ce ne soit pas le cas pour la toxicité aiguë. En dépit de leurs limitations, les limites moyennes de l'U.S. EPA (1985j) ont été recommandées plutôt que la récente limite de 0,03 $mg \cdot L^{-1}$ de la CMI (1986) parce que, à un pH inférieur à 7,8, la vie aquatique pourrait ne pas être protégée par l'adoption d'une recommandation numérique unique, surtout si les températures de l'eau sont basses.

L'U.S. EPA (1985j) propose des limites pour deux classifications différentes des eaux, ce qui n'est pas le cas dans les recommandations canadiennes. Le document-critère de l'U.S. EPA (1985j) indique qu'il n'existe pas de tendance nette chez les groupes de poissons; les espèces et les genres étudiés qui sont les plus sensibles comptent des représentants de diverses familles.

Dans des essais statiques portant sur la toxicité aiguë de la nitrosamine N-nitrosodiphénylamine, les valeurs de la CE_{50} pour le crapet arlequin et le cladocère *Daphnia magna* étaient de 5,85 et 7,76 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement. Le facteur de bioconcentration du même composé chez le crapet arlequin est de 217, mais la demi-vie de la période tissulaire est inférieure à une journée (U.S. EPA 1980i).

On ne possède pas de données de toxicité normalisées sur la toxicité chronique des nitrosamines; cependant, des études d'alimentation à long terme faites sur la truite arc-en-ciel et la N-nitrosodiméthylamine ont révélé une réponse liée à la dose dans le cas du carcinome hepatocellulaire pour un intervalle d'exposition allant de 200 à 800 $mg \cdot kg^{-1}$ (Grieco et coll. 1978).

3.2.1.6 Béryllium

3.2.1.6.1 Recommandation

Il n'existe pas suffisamment de données pour permettre d'établir une recommandation pour le béryllium (voir la section 3.1.1.1).

3.2.1.6.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1976) a fixé des limites numériques de béryllium récupérable total de 11 et 1100 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour protéger la vie aquatique en eau douce et en eau dure respectivement. Ultérieurement (U.S. EPA 1980c), l'U.S. EPA a jugé qu'il n'y avait pas suffisamment de données pour calculer des valeurs finales de toxicité aiguë ou chronique. Par conséquent, aucune limite n'était recommandée par l'U.S. EPA en 1980.

La province de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) a recommandé des concentrations de 0,011 et 1,10 $mg \cdot L^{-1}$ pour les eaux de duretés respectivement inférieure et supérieure à 75 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$.

3.2.1.6.3 Justification

La toxicité aiguë du béryllium chez le poisson d'eau douce est liée à la dureté de l'eau, le béryllium étant plus toxique en eau douce. On possède des données de toxicité aiguë chez la tête-de-boule (*Pimephales promelas*), le guppy (*Poecilia reticulata*) et le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) dans un éventail de dureté de 20 à 400 $mg \cdot L^{-1}$; dans cet éventail, la toxicité aiguë est environ deux ordres de grandeur plus faible lorsque la dureté augmente (U.S. EPA 1980c). En eau douce, les sensibilités des quelques espèces étudiées variaient par un facteur de 10; la toxicité aiguë (établie par cinq essais) chez l'espèce la plus sensible, le guppy, est de 130 à 450 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Slonim 1973), pour une dureté de 23 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$). La toxicité chez la tête-de-boule était très proche, 150 $\mu g \cdot L^{-1}$, pour une dureté similaire (Tarzwell et Henderson 1960).

La toxicité aiguë chez la seule espèce invertébrée étudiée, *Daphnia magna*, était comparable à la toxicité aiguë chez le poisson. Aucune relation en fonction de la dureté n'a été établie chez les invertébrés. Le béryllium était plus toxique chez les salamandres (*Ambystoma* spp.) en eau douce qu'en eau dure (Slonim et Ray 1975); les toxicités étaient du même ordre de grandeur que chez les poissons. Les données disponibles montrent que l'algue verte *Chlorella vannielii* est résistante (Karlander et Krauss 1972).

Aucun essai de toxicité chronique n'a été effectué chez les poissons. Un essai de toxicité chronique a été mené avec l'invertébré *Daphnia magna*; des effets sur la reproduction apparaissent à 5,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980c).

Il ne semble pas y avoir de bioamplification importante du béryllium dans les écosystèmes d'eau douce (Cowgill 1973).

3.2.1.7 Cadmium

3.2.1.7.1 Recommandation

La concentration de cadmium total récupérable ne devrait pas dépasser les concentrations indiquées au tableau 3-3. Il se peut que certaines espèces de zooplancton ne soient pas protégées si elles sont exposées continuellement à des concentrations de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ de cadmium en eau douce.

3.2.1.7.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La concentration limite de cadmium total de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ a été recommandée au Canada (CMI 1976; Reeder et coll. 1983a; Ontario Ministry of the Environment 1984). Le CNRC (1979a) a résumé les effets du cadmium sur l'environnement canadien, sans toutefois recommander de limite numérique.

L'U.S. EPA (1985c) a recommandé récemment le dosage du cadmium soluble dans l'acide, mais l'emploi de la méthode du cadmium total récupérable est recommandé jusqu'à ce que la méthode du cadmium soluble dans l'acide soit approuvée. L'U.S. EPA (1985c) a fixé des limites sur 4 j et sur 1 h pour le cadmium total récupérable qui peuvent être dépassées en moyenne une fois tous les 3 ans. Ces limites sont exprimées par des formules dans lesquelles apparaît la dureté. Les moyennes sur 4 j sont de 0,66, 1,1 et 2,0 $\mu g \cdot L^{-1}$, et les moyennes sur 1 h, de 1,8, 3,9 et 8,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour des duretés de 50, 100 et 200 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$) respectivement.

Tableau 3-3. Recommandations pour le cadmium total dans des eaux de différentes duretés

Dureté ($mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$)	Concentration de cadmium ($\mu g \cdot L^{-1}$)
0-60 (douce)	0,2
60-120 (moyenne)	0,8
120-180 (dure)	1,3
>180 (très dure)	1,8

La province du Manitoba a fixé des limites de 0,012, 0,025 et 0,051 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour des eaux ayant des duretés de 50, 100 et 200 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$) respectivement (Williamson 1983).

Les recommandations provisoires de l'EIFAC visant à protéger les pêches européennes (Alabaster et Lloyd 1982) sont basées sur des données de qualité de l'eau annuelles exprimées sous forme de concentrations aux percentiles 50 et 95 de cadmium soluble. Les concentrations maximales sont égales à 0,05 et 0,1 respectivement du seuil médian garantissant la survie, compte tenu de l'effet de la dureté. Des valeurs maximales sont disponibles pour deux espèces de poissons (tableau 3-4).

3.2.1.7.3 Justification

Il existe des valeurs de toxicité aiguë pour le cadmium chez des espèces animales représentant 44 genres (U.S. EPA 1985c); elles commencent à 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*). L'U.S. EPA (1985c) a calculé une valeur de toxicité aiguë moyenne chez la truite arc-en-ciel de 3,589 $\mu g \cdot L^{-1}$, pour une dureté de 50 $mg \cdot L^{-1}$. Les insectes aquatiques sont moins vulnérables au cadmium que le zooplancton (Reeder et coll. 1983a). Le cadmium est nocif pour les plantes aquatiques à des concentrations aussi faibles que 2 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les valeurs sont du même ordre de grandeur que les valeurs de toxicité aiguë chez les poissons et les invertébrés. Les algues bleu-vert semblent plus sensibles que d'autres algues (Hart 1975).

La toxicité aiguë du cadmium pour le biote aquatique dépend de la dureté de l'eau, du pH, de la température et de la présence de substances organiques, du sélénium et des mélanges de métaux. L'effet de la dureté sur la toxicité aiguë a été démontré avec cinq espèces animales. La toxicité aiguë diminue en présence de calcium, mais pas en présence de magnésium (Carroll et coll. 1979). On a montré que les matières organiques dissoutes réduisaient notablement la toxicité du cadmium chez les cladocères, mais pas chez les poissons (Geisy et coll. 1977). Le zinc accentue la toxicité du cadmium chez les plantes aquatiques *Lemna* et *Salvinia*. Le sélénium a un effet protecteur contre la toxicité du cadmium chez les animaux et les plantes aquatiques (Reeder et coll.

Tableau 3-4. Concentrations percentiles annuelles maximales approximatives du cadmium soluble pour la truite arc-en-ciel et la perche, recommandées par l'EIFAC

Dureté de l'eau ($mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$)	Concentrations percentiles annuelles maximales ($\mu g \cdot L^{-1}$)			
	Truite arc-en-ciel		Perche	
	50	95	50	95
10	0,3	0,6	10	20
50	0,4	0,9	15	30
100	0,5	1,0	19	38
300	0,75	1,5	25	50

Source: Alabaster et Lloyd 1982.

1983a); cependant, il peut accroître la rétention du métal et modifier sa distribution interne. La toxicité chronique chez la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) d'un mélange trimétallique de cadmium, de cuivre et de zinc était plus grande que la somme des trois toxicités prises séparément (Eaton 1973).

Les valeurs de la toxicité chronique chez 12 poissons et 4 espèces d'invertébrés de treize genres vont de 0,15 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia magna* à 156 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) (U.S. EPA 1985c). Les valeurs moyennes de la toxicité chronique par espèce pour les cladocères *Daphnia magna* et *Moina macrocopa* sont toutes les deux de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$, mais la sensibilité des populations naturelles de cladocères varie avec les saisons (Borgmann et coll. 1980). Les salmonidés sont généralement les poissons les plus sensibles. Une concentration de cadmium dans l'eau de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ a modifié le métabolisme des hormones sexuelles et la reproduction de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) (Freeman et Sangalang 1976). Les valeurs de la toxicité chronique chez l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) varient de 1 à 2 $\mu g \cdot L^{-1}$; les valeurs pour le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) (lac Supérieur) et le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) sont similaires (Chapman 1975; Eaton et coll. 1978). On a montré que la dureté influait sur la toxicité chronique, le cadmium étant moins toxique dans l'eau dure (Sauter et coll. 1976).

Les facteurs de bioconcentration varient de 164 à 4190 chez les invertébrés et de 3 à 2213 chez les poissons (U.S. EPA 1985c). En général, les poissons accumulent seulement de petites quantités de cadmium dans les muscles, par comparaison avec la plupart des autres tissus et organes (Benoit et coll. 1976, Sangalang et Freeman 1979). Les acides fulviques et humiques augmentent l'absorption de cadmium par la truite arc-en-ciel (Ramamoorthy et Blumhagen 1984). Le cadmium est absorbé en grande quantité par les plantes aquatiques, mais Reeder et coll. (1983a) ont trouvé très peu de preuves d'une bioamplification. L'accumulation par les organismes d'un cours d'eau artificiel diminue lorsque le niveau trophique augmente (Selby et coll. 1985).

La formule de l'U.S. EPA (1985c):

$$\text{conc. de Cd} = e^{(0,7852[\ln(\text{dureté})]-3,490)} \ \mu g \cdot L^{-1}$$

a été utilisée pour calculer la concentration limite pour différentes duretés. Les recommandations du tableau 3-3 sont basées sur la plus faible dureté de chaque catégorie; il a été présumé que la dureté de l'eau douce était de 10 $mg \cdot L^{-1}$. Ces concentrations sont basées sur la formule donnant la toxicité chronique plutôt que sur celle donnant la toxicité aiguë pour plusieurs raisons: on dispose de données sur la toxicité chronique du cadmium pour un large éventail d'espèces; les rapports toxicité aiguë:toxicité chronique sont dispersés de façon désordonnée; enfin, la pente de la courbe donnant la toxicité en fonction de la dureté est légèrement différente pour les données chroniques.

3.2.1.8 Chlore

3.2.1.8.1 Recommandation

La concentration de chlore résiduel total, mesurée par la méthode ampérométrique (ou par toute autre méthode équivalente), ne devrait pas dépasser 2,0 $\mu g \cdot L^{-1}$.

3.2.1.8.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La CMI (1978a) et le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) ont recommandé une limite de 2,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le chlore résiduel total. La limite recommandée par le Manitoba est la même pour la vie aquatique en eau froide, et de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ pour la vie aquatique en eau fraîche (Williamson 1983). Pour toutes ces limites, le chlore total est mesuré par la méthode ampérométrique (ou par une méthode équivalente) (CCMRE 1985). L'EIFAC recommande pour la protection des poissons d'eau douce européens une concentration maximale d'acide hypochlorique (HOCl) de 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Alabaster et Lloyd 1982). La quantité de chlore total correspondant à cette concentration varie en fonction de la température et du pH. La concentration correspondante de chlore total serait de 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ à pH 6, 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ à pH 7, 11-16 $\mu g \cdot L^{-1}$ à pH 8 et 75-121 $\mu g \cdot L^{-1}$ à pH 9. Les valeurs inférieures et supérieures des gammes correspondent à des températures de 5 et 25 °C respectivement.

Les limites proposées par l'U.S. EPA (1976) étaient de 2,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ de chlore résiduel total pour les salmonidés et de 10,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les autres organismes d'eau douce. Ces limites ont été modifiées par l'U.S. EPA en 1985. Les nouvelles recommandations stipulent que les organismes aquatiques d'eau douce et leurs utilisations ne devraient pas être affectés de façon inacceptable si la concentration moyenne sur 4 j de chlore résiduel total ne dépasse pas 11 $\mu g \cdot L^{-1}$ plus d'une fois tous les 3 ans en moyenne, et si la concentration moyenne sur 1 h ne dépasse pas 19 $\mu g \cdot L^{-1}$ plus d'une fois tous les 3 ans en moyenne (U.S. EPA 1985d).

3.2.1.8.3 Justification

Les poissons et les invertébrés présentent des sensibilités similaires au chlore. L'U.S. EPA (1985d) a résumé des données pour 33 espèces appartenant à 28 genres; les valeurs moyennes de toxicité aiguë commencent à 28 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le cladocère *Daphnia magna*. Les données indiquent que *Daphnia magna* est l'espèce la plus sensible (Ward et coll. 1976; Ward et DeGraeve 1980). Les espèces de poisson les plus sensibles sont l'alevin de la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) et le méné camus (*Notropis anogenus*), avec des toxicités aiguës individuelles aussi faibles que 40 et

45 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (Wolf et coll. 1975; Ward et coll. 1976; Ward et DeGraeve 1978). Cependant, on a observé la mort de saumons dans des cours d'eau récepteurs dans lesquels les concentrations de chlore résiduel total étaient aussi faibles que 20 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Martens et Servizi 1974; Servizi et Martens 1974). On observe un comportement d'évitement, faible toutefois, chez la truite arc-en-ciel à une concentration de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ et un comportement plus prononcé à 10 $\mu g \cdot L^{1}$ dans des conditions expérimentales (Sprague et Drury 1969).

En général, la mortalité se manifeste rapidement; près de la moitié de la mortalité enregistrée pour une exposition de 96 h se produit pendant les 12 premières heures. De plus, les concentrations à l'origine d'une mortalité importante ne sont que légèrement supérieures aux concentrations qui n'entraînent aucune mortalité. Par exemple, la plus faible concentration de chlore résiduel total causant une mortalité de 100 % chez le saumon coho était seulement trois fois plus élevée que la concentration la plus forte qui ne tuait aucun saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) (Lamperti 1976).

La forme du chlore résiduel total influe sur la toxicité, au moins dans les essais de courte durée; le chlore libre est plus toxique que le chlore combiné (Merkens 1958). On a souvent observé que la température influait sur la toxicité à très court terme (p. ex. quelques heures); cependant, les résultats de quelques essais de 96 h disponibles sont peu concluants. L'alcalinité n'influe pas sur la toxicité du chlore, mais de nombreux autres facteurs comme le pH, la teneur en carbone organique et en ammoniac, semblent avoir une influence (Larson et coll. 1978; Fandrei et Collins 1979). Cependant, l'U.S. EPA (1985d) a conclu qu'il n'y avait pas de tendance uniforme ou suffisamment prononcée pour que les limites dépendent de ces facteurs.

Brungs (1973) a recommandé des recommandations distinctes pour les poissons d'eau chaude et les poissons d'eau froide, mais les données supplémentaires pour les poissons d'eau chaude ne justifient plus cette distinction (Tsai 1973; Arthur et coll. 1975; Bogaruds et coll. 1976; Ward et coll. 1976, 1977).

Il existe des données de toxicité chronique pour deux espèces d'invertébrés et pour une espèce de poisson; les valeurs de toxicité chronique vont de moins de 3,4 à 26 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1985d). Les valeurs de toxicité chronique les plus faibles pour les invertébrés *Daphnia* sp. et *Gammarus pseudolimnaeus* sont de 3,7 et de moins de 3,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (Arthur et Eaton 1971; Arthur et coll. 1975). On dispose aussi d'une valeur de la CL_{50} de 7 j pour *Daphnia magna*, soit 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Arthur et coll. 1975). La valeur de toxicité chronique la plus faible pour des essais sur la durée du cycle de vie de la tête-de-boule est de 11,22 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Arthur et coll. 1975). On a observé un ralentissement de la croissance du saumon coho juvénile exposé à une concentration de 11 $\mu g \cdot L^{-1}$ pendant 21 j (Larson et coll. 1977). Il existe peu de données comparant les toxicités chroniques relatives des différentes formes de chlore.

Les plantes aquatiques sont moins sensibles au chlore que les poissons et les invertébrés. Bien qu'il existe des différences notables entre les espèces, les diatomées ont tendance à être plus sensibles que les algues vertes qui le sont généralement plus que les algues bleu-vert. Les CE_{50} pour les communautés de phytoplancton du lac Michigan commencent à 160 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Brooks et Seegert 1977).

On ne pense pas qu'il y ait bioconcentration du chlore résiduel total, mais la réaction de ces oxydants avec des substances organiques peut produire des composés organochlorés fort susceptibles de se bioaccummuler.

Il appert que la recommandation de 2,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ protège adéquatement la vie aquatique. Selon des données récentes, une distinction entre les espèces vivant en eau chaude et celles vivant en eau froide ne se justifie pas. Les limites de l'U.S. EPA (1985d) sont supérieures aux valeurs de toxicité chronique pour les deux invertébrés étudiés et égales à la valeur chronique pour la tête-de-boule, seule espèce de poisson pour laquelle il existe une valeur de toxicité chronique (U.S. EPA 1985d). Etant donné que, dans des essais de toxicité aiguë, la tête-de-boule se montre moins sensible qu'un grand nombre d'autres espèces de poissons, l'adoption de la limite de l'U.S. EPA (1985d) n'est pas recommandée.

3.2.1.9 Chrome

3.2.1.9.1 Recommandation

Pour protéger les poissons, la concentration de chrome total ne devrait pas dépasser 0,02 $mg \cdot L^{-1}$. Pour protéger la communauté aquatique, y compris le zooplancton et le phytoplancton, la concentration de chrome total ne devrait pas dépasser 2,0 $\mu g \cdot L^{-1}$.

3.2.1.9.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Il existe plusieurs limites pour le chrome. Le Manitoba a recommandé 0,29 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le chrome(VI) (Williamson 1983) et l'Ontario 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ (chrome total) (Ontario Ministry of the Environment 1984). Taylor, Reeder et Demayo (1982) recommandent une concentration limite de 0,04 $mg \cdot L^{-1}$ (chrome total). La limite de l'U.S. EPA (1976) de 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ a été remplacée par des limites de 0,29 et 21 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980d) (chrome hexavalent récupérable total) comme concentration maximale moyenne de 24 h et comme concentration instantanée respectivement.

L'U.S. EPA (1985e) a récemment fixé des limites pour le chrome(VI), basées sur des moyennes sur 4 j et 1 h qui peuvent être dépassées une fois tous les 3 ans en moyenne. Ces limites sont de 11 et 16 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement.

L'U.S. EPA (1985e) a aussi établi des limites pour le chrome(III) basées sur les moyennes sur 4 j et 1 h, qui peuvent être dépassées une fois tous les trois ans en moyenne. Ces limites sont exprimées sous forme de formules dans lesquelles apparaît la dureté de l'eau. Pour des duretés de 50, 100 et 200 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$), les valeurs maximales des concentrations moyennes de chrome(III) sur 4 j sont de 120, 210 et 370 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement, et les valeurs maximales des concentrations moyennes sur 1 h sont de 980, 1700 et 3100 $\mu g \cdot L^{-1}$. L'U.S. EPA (1985e) recommande de mesurer le chrome soluble en milieu acide, mais la méthode du chrome total récupérable peut être utilisée jusqu'à ce qu'une méthode de mesure du chrome soluble en milieu acide soit approuvée.

3.2.1.9.3 Justification

L'U.S. EPA (1985e) a compilé des données de toxicité relatives au chrome(VI) pour une grande variété d'espèces animales appartenant à 27 genres. Les valeurs de toxicité aiguë (CL_{50} de 96 h) commencent à 15,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le cladocère *Daphnia magna* (Call et coll. 1981). Les cinq espèces de daphnies étudiées (espèces *Daphnia* et *Ceriodaphnia*) sont particulièrement sensibles (Call et coll. 1981; Mount et Norberg 1984; U.S. EPA 1985e). La valeur de toxicité aiguë moyenne pour l'espèce *Daphnia magna* est de 23,07 $\mu g \cdot L^{-1}$; les valeurs de toxicité aiguë moyenne pour les espèces de poissons les plus sensibles sont mille fois plus élevées (U.S. EPA 1985e).

Il appert que la toxicité aiguë du chrome(VI) diminue lorsque la dureté et le pH augmentent, mais l'U.S. EPA (1985e) a considéré que les données étaient insuffisantes pour permettre d'établir des limites en fonction de la dureté.

Benoit (1976) a trouvé que la valeur de toxicité du chrome(VI) pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) aux premiers stades de vie, 264,6 $\mu g \cdot L^{-1}$, est la même que la valeur chronique pour tout le cycle de vie de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). La valeur pour la tête-de boule (*Pimephales promelas*) est beaucoup plus élevée (Pickering 1980). Dans les trois essais de toxicité chronique, on a observé un retard de croissance temporaire à de faibles concentrations. Lors d'un essai avec la truite arc-en-ciel aux premiers stades de vie, Sauter et coll. (1976) ont établi une valeur de toxicité chronique de 73,18 $\mu g \cdot L^{-1}$ basée sur un retard de croissance 60 j après l'éclosion. On a observé un ralentissement de la croissance du saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) à une concentration mesurée de 16 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Olson et Foster 1956). Les daphnies sont plus sensibles: six essais de toxicité chronique sur cinq espèces de daphnies ont donné des résultats variant de moins de 2,5 à 40 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Trabalka et Gehrs 1977; U.S. EPA 1985e). On a noté une CE_{50} de 7 j de 30 $\mu g \cdot L^{-1}$ chez le crapaud microhylidé (*Gastrophryne carolinensis*) (Birge 1978).

Des valeurs de toxicité aiguë pour le chrome(III) sont disponibles pour 20 espèces animales d'eau douce appartenant à 18 genres. Les valeurs (CL_{50} de 96 h) commencent à 2221 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'éphémère *Ephemerella subvaria*. Il existe une valeur de toxicité chronique de 68,63 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel. Des essais sur le cycle de vie de *Daphnia magna*, en eau douce, ont donné des valeurs de toxicité chronique pour le chrome(III) qui varient de 66 à 445 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1985e).

La dureté a un effet important sur la toxicité; le chrome(III) est plus toxique en eau douce. La sensibilité des poissons et des invertébrés est comparable en eau douce (U.S. EPA 1985e).

On a montré que le phytoplancton est plus sensible au chrome que les poissons (Strik et coll. 1975). Les concentrations toxiques de chrome(VI) commencent à 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'algue bleu-vert *Microcystis aeruginosa* (Bringmann 1975; Bringmann et Kuhn 1976, 1978a, b). Le chrome(III) est moins toxique que le chrome(VI) pour l'algue verte *Selenastrum capricornutum* (U.S. EPA 1985e). La photosynthèse dans les populations naturelles d'algues de rivière (*Chlorella pyrenoidosa*, *Chlamydomonas reinhardii*) était inhibée à des concentrations de chrome(VI) de 20 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Zarafonetis et Hampton 1974).

Les trois facteurs de bioconcentration obtenus avec le chrome(VI) et la truite arc-en-ciel sont tous inférieurs à 3 (Fromm et Stokes 1962; Buhler et coll. 1977; Calamari et coll. 1982). Les algues accumulent beaucoup plus le chrome; le facteur de bioconcentration dans une communauté d'algues était de 8500 (Patrick et coll. 1975). La bioconcentration du chrome(III) n'a pas été étudiée.

Si l'on se base sur une concentration maximale acceptable de toxique de 0,105 $mg \cdot L^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel (Sauter et coll. 1976) et sur un facteur de sécurité de 0,2 (Taylor et coll. 1982), une recommandation de 0,02 $mg \cdot L^{-1}$ de chrome total protégerait les poissons. Cette recommandation a été proposée par Taylor et coll. (1982) dans une note en bas de page, car le rapport de Sauter et coll. fut reçu après la publication de la recommandation établie. Par contre, une telle recommandation ne protégerait pas de nombreuses espèces de zooplancton ni certaines espèces de phytoplancton.

Les valeurs de toxicité chronique pour cinq espèces de daphnies commencent à moins de 2,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Trabalka et Gehrs 1977). L'U.S. EPA (1985e) a utilisé cette donnée pour calculer un rapport toxicité aiguë:toxicité chronique pour les daphnies qui est de 2,917. La recommandation canadienne a été obtenue en divisant 23,07 $\mu g \cdot L^{-1}$, la valeur de toxicité aiguë moyenne pour l'espèce la plus sensible (*Daphnia magna*), par le rapport toxicité aiguë:toxicité chronique et en multipliant par un facteur de sécurité de 0,2. La valeur moyenne de toxicité aiguë pour l'espèce (obtenue à partir d'essais en système à circulation continue dans lesquels on a mesuré la concentration) est étayée par les résultats relatifs à quatre autres espèces de cladocères (U.S. EPA 1985e). Bien que cette concentration limite soit bien inférieure à celle établie pour les poissons, la documentation montre que les cladocères, qui constituent une fraction importante du zooplancton, ne seraient pas protégés par des concentrations limites basées seulement sur la toxicité pour les poissons.

3.2.1.10 Cuivre

3.2.1.10.1 Recommandation

La concentration de cuivre total récupérable ne devrait pas dépasser les valeurs indiquées au tableau 3-5.

3.2.1.10.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Demayo et Taylor (1983) proposent une recommandation canadienne de 2,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le cuivre total pour protéger la vie aquatique et la faune. La CMI (1978b) et le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) recommandent une limite de 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ et le Manitoba, une limite de 5,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Williamson 1983).

Le CNRC a publié un document résumant les effets du cuivre dans l'environnement aquatique, incluant la toxicologie (Spear et Pierce 1980). Ce document, qui ne recommande pas de limite, résume les données relatives aux eaux canadiennes; il contient aussi des formules liant la toxicité aiguë à la dureté et aux groupes taxinomiques. Ainsi, si l'on connaît le groupe taxinomique et la dureté de l'eau, on peut estimer la CL_{50} de 96 h pour une espèce de poissons.

Tableau 3-5. Recommandations pour le cuivre total dans des eaux de différentes duretés

Dureté ($mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$)	Concentration de cuivre ($\mu g \cdot L^{-1}$)
0-60 (douce)	2
60-120 (moyenne)	2
120-180 (dure)	4
>180 (très dure)	6

Tableau 3-6. Concentrations percentiles annuelles maximales approximatives du cuivre soluble pour la truite arc-en-ciel, recommandées par l'EIFAC

Dureté ($mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$)	Concentrations percentiles annuelles maximales ($\mu g \cdot L^{-1}$)	
	50	95
10	1,0	5,0
50	6,0	22,0
100	10,0	40,0
300	28,0	112,0

Source: Alabaster et Lloyd 1982.

La limite proposée par l'U.S. EPA (1976) pour le cuivre était égale à 0,1 fois une CL_{50} de 96 h déterminée par essai biologique en l'absence d'aération avec une espèce aquatique résidente sensible. En 1980, cette valeur a été remplacée par une moyenne sur 24 h de 5,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le cuivre total récupérable et par une limite en fonction de la dureté pour un échantillon unique, donnée par la formule suivante:

$$\text{conc. de Cu} = e^{(0.94[\ln(\text{dureté})]-1.23)}\ \mu g \cdot L^{-1}$$

Les révisions les plus récentes (U.S. EPA 1985f) sont des limites sur 4 j et 24 h qui peuvent être dépassées en moyenne une fois tous les trois ans. Ces valeurs sont aussi exprimées par une formule en fonction de la dureté. L'U.S. EPA (1985f) recommande l'analyse du cuivre soluble en milieu acide, mais l'emploi du cuivre total récupérable est recommandé jusqu'à ce qu'une méthode appropriée de mesure du cuivre soluble en milieu acide soit mise au point. Pour des duretés de 50, 100 et 200 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$), les moyennes sur 4 j pour le cuivre sont de 6,5, 12 et 21 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement, et les moyennes sur 1 h, de 9,2, 18 et 34 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement.

Pour protéger les poissons d'eau douce européens, l'EIFAC a proposé des limites exprimées en concentrations aux percentiles 50 et 95 de cuivre soluble. Ces concentrations doivent être respectivement égales à 0,05 et 0,2 de la CL_{50} seuil, en tenant compte de la dureté de l'eau. Les limites pour la truite arc-en-ciel données au tableau 3-6 peuvent s'appliquer à d'autres salmonidés. Ces valeurs pourraient être multipliées par trois en présence de matière organique (Alabaster et Lloyd 1982).

3.2.1.10.3 Justification

Des données de toxicité aiguë existent pour des espèces appartenant à 41 genres (U.S. EPA 1985f). Pour une dureté de 50 $mg \cdot L^{-1}$, la sensibilité des genres pour le cuivre varie de 16,74 à 10 240 $\mu g \cdot L^{-1}$. Pour le cladocère *Daphnia magna* en eau dure, la concentration la plus faible pour un seul essai de toxicité aiguë est de 6,5 $\mu g \cdot L^{-1}$.

La toxicité augmente lorsque la dureté de l'eau et la teneur en oxygène dissous diminuent, et elle diminue en présence d'agents chélatants, d'acides humiques, d'acides aminés et de solides en suspension (Alabaster et Lloyd 1982). D'après les données compilées par l'U.S. EPA (1985f) pour huit espèces, la toxicité aiguë diminue lorsque la dureté augmente. La tolérance augmente à tous les niveaux trophiques en présence de calcium et de magnésium. La toxicité diminue aussi lorsque l'alcalinité augmente (Spear et Pierce 1980).

La toxicité du cuivre dans des eaux naturelles contenant de la matière organique est inférieure à celle prévue à partir d'essais de laboratoire (Alabaster et Lloyd 1982). Par exemple, la toxicité du cuivre diminue en présence d'eaux usées. Les recommandations devraient être corrigées à la hausse pour des eaux superficielles ayant une teneur en carbone organique total nettement supérieure à 2-3 $mg \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1985f).

On dispose de données de toxicité chronique pour 5 espèces d'invertébrés et 10 espèces de poissons (U.S. EPA 1985f). Les valeurs vont de 3,873 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'omble de fontaine (*Savelinus fontinalis*) au premier stade de vie (Sauter et coll. 1976) à 60,36 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le brochet (*Esox lucius*) au premier stade de vie (McKim et coll. 1978). Les valeurs pour les invertébrés se situent dans cet éventail ou un peu au-dessus (Nebeker et coll. 1984). Les grosses truites arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) sont approximativement de 2,5 à 3 fois plus résistantes au cuivre que les truites juvéniles (Chakoumakos et coll. 1979). On a observé un effet similaire de la taille chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) et le guppy (*Lebistes reticulatus* Peter) (Tsai et Chang 1981, 1984).

Dans des conditions de laboratoire, on a observé des changements de comportement des poissons à des concentrations de cuivre aussi faibles que 4,3 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les poissons peuvent éviter le cuivre, être attirés par le cuivre ou s'orienter vers la source dans le cas d'un gradient de concentration du cuivre (Spear et Pierce 1980).

La grenouille léopard (*Rana pipiens*) au stade embryo-larvaire est plus sensible au cuivre que l'embryon et l'alevin de la truite arc-en-ciel. La CL_{50} de 4 j après éclosion de cette grenouille est de 60 $\mu g \cdot L^{-1}$, comparativement à 110 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel (Birge et Black 1979).

Des comparaisons des effets de pointes quotidiennes de concentration de cuivre et d'une exposition continue ont montré que la survie des organismes étudiés, la truite arc-en-ciel et *Daphnia pulex*, diminuait quand ils étaient exposés à des pointes de concentration proches des niveaux létaux, même si la concentration moyenne était inférieure à la concentration "sans effet" dans les deux cas (U.S. EPA 1985f).

En général, il est impossible de prévoir la toxicité du cuivre dans les conditions naturelles à partir d'extrapolations de résultats obtenus en laboratoire, car un grand nombre de variables influent sur la toxicité du métal et sur les organismes aquatiques. Par exemple, une plus grande consommation d'hydrates de carbone peut entraîner une augmentation importante de la toxicité chronique de cuivre chez la truite, et cet

effet est encore accru par une réduction de la température de l'eau (Dixon et Hilton 1985).

Il semble que la toxicité chronique diminue lorsque la dureté augmente, mais cette tendance ne s'observe pas dans toutes les données (Winner 1984). La toxicité chronique du cuivre chez le cladocère *Daphnia pulex* diminue en présence d'acides humiques et de sélénium (Winner 1984). En eau douce, les acides humiques sont un facteur important qui modifie la tolérance des poissons au cuivre.

On a observé que le cuivre est toxique dans des mélanges de métaux à des concentrations inférieures à celle qui serait toxique s'il agissait seul (Demayo et Taylor 1983). Anderson et Weber (1975) ont montré que la toxicité des mélanges de cuivre et de zinc est supérieure à la somme des toxicités des deux métaux, tandis que la toxicité d'un mélange de sulfates de zinc, de cuivre et de nickel est additive chez la truite arc-en-ciel en eau douce (Marking 1977).

La tolérance du phytoplancton pour le cuivre est généralement comparable à la tolérance des poissons. Des concentrations de cuivre de 1 à 8000 $\mu g \cdot L^{-1}$ inhibent la croissance de certaines espèces de plantes (U.S. EPA 1985f). L'addition de traces de cuivre a entraîné une réduction de la fixation de l'azote par les algues bleu-vert. On a observé un déplacement de la structure de la communauté des algues bleu-vert vers les algues vertes et les diatomées, après addition de 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Demayo et Taylor 1983). Des essais de toxicité aiguë avec *Selenastrum capricornutum* ont aussi montré que la toxicité diminue lorsque le pH passe au-dessus de 4 (Michnowicz et Weaks 1984). Dans la région de Sudbury, les algues des lacs pollués par les retombées des fonderies et par les eaux de ruissellement contaminées par les résidus, tolèrent mieux le cuivre que les souches d'algues des régions où la teneur de l'eau en cuivre est très faible. On considère que les plantes vasculaires enracinées tolèrent relativement bien le cuivre contenu dans l'eau et les sédiments (Stokes 1975).

Les facteurs de bioconcentration vont de 0 pour le crapet arlequin à 2000 pour l'algue *Chlorella regularis* (U.S. EPA 1985f). Les résidus de cuivre se concentrent peu dans les parties comestibles des poissons. La quantité de cuivre qui peut s'accumuler dans les insectes aquatiques est très variable. Le cuivre s'accumule dans les algues à des concentrations assez élevées (Demayo et Taylor 1983).

La recommandation de Demayo et Taylor (1983) a été retenue pour l'eau douce (c.-à.-d. 0-6 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$), (tableau 3-5). La formule fondée sur la dureté de l'U.S. EPA (1985f) pour le calcul de la toxicité chronique (obtenue d'une valeur finale de toxicité aiguë et d'un rapport toxicité aiguë:toxicité chronique) a servi à établir la recommandation pour l'eau de dureté moyenne à très grande. Voici cette formule:

$$\text{conc. de Cu} = e^{(0,8545[\ln(\text{dureté})]-1,465)}\ \mu g \cdot L^{-1}$$

Comme les données connues sur les effets de la dureté sur la toxicité chronique du cuivre ne sont pas concluantes (U.S. EPA 1985f), le résultat obtenu au moyen de la formule a été multiplié par un facteur d'application de 0,2. La plus faible dureté de chacune des gammes de dureté a servi à calculer les valeurs données au tableau 3-5.

3.2.1.11 Cyanures

3.2.1.11.1 Recommandation

La concentration des cyanures libres ne devrait pas dépasser 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (en CN).

3.2.1.11.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Une étude poussée des publications récentes traite des effets des cyanures sur les organismes aquatiques, en particulier sur les poissons (Leduc et coll. 1983). Le Manitoba (Williamson 1983) recommande une limite de 3,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ et l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984), une limite de 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$, les deux limites étant exprimées en CN. La Colombie-Britannique (Singleton 1986) recommande d'une part que la concentration moyenne sur 30 j (minimum de 5 échantillons par semaine) des cyanures (CN) dissociables par un acide faible d'échantillons non filtrés ne dépasse pas 5 $\mu g \cdot L^{-1}$, et d'autre part que la concentration maximale instantanée ne dépasse pas 10 $\mu g \cdot L^{-1}$. La limite proposée par la CMI (1978a) pour les Grands lacs est de 5,0 $\mu g\ L^{-1}$ (cyanures libres sous forme de CN).

L'U.S. EPA (1976) a proposé une limite de 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ qui a cependant été revue (U.S. EPA 1980e); les limites sont maintenant de 3,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (cyanures libres) pour une moyenne sur 24 h et de 52 $\mu g \cdot L^{-1}$ en tout temps. Le document le plus récent de l'U.S. EPA (1985g) stipule que les organismes aquatiques d'eau douce et leurs utilisations ne devraient pas être affectés de façon inacceptable si la concentration moyenne sur 4 j de cyanures ne dépasse pas 5,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ plus d'une fois tous les 3 ans en moyenne, et si la concentration moyenne sur 1 h ne dépasse pas 22 $\mu g \cdot L^{-1}$ plus d'une fois tous les 3 ans en moyenne. L'U.S. EPA (1985g) recommande la mesure du cyanure libre, mais la méthode de mesure du cyanure total peut être utilisée jusqu'à ce que la méthode de mesure du cyanure libre soit approuvée.

3.2.1.11.3 Justification

Il existe des données sur la toxicité aiguë du cyanure libre pour une grande variété d'espèces vivant en eau douce. (Toutes les données indiquées dans les présentes concernent le cyanure libre sous forme de CN.) La plupart des espèces d'invertébrés étudiées sont beaucoup plus tolérantes que les poissons; toutes les espèces présentant des sensibilités aiguës supérieures à 400 $\mu g \cdot L^{-1}$ sont des invertébrés (U.S. EPA 1985g). Deux genres, *Daphnia* et *Gammarus*, ont des sensibilités similaires à celles des poissons (Dowden et Bennett 1965; Lee 1976; Cairns et coll. 1978; Oseid et Smith 1979). Les toxicités aiguës moyennes pour les invertébrés vont de 95,6 à 2490 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Cairns et coll. 1978; Call et coll. 1983). Les concentrations toxiques mesurées pour *Daphnia* avec un essai de 48 h étaient toutefois de 1, 180, 330 et 330 $\mu g \cdot L^{-1}$ à des températures de 25, 15, 10 et 5 °C respectivement (Cairns et coll. 1978). La valeur de toxicité chronique la plus faible pour un invertébré est de 18,33 $\mu g \cdot L^{-1}$. Elle a été observée dans un essai sur la durée d'un cycle de vie de l'amphipode *Gammarus pseudolimnaeus* (Oseid et Smith 1979). La sensibilité varie plus chez les invertébrés que chez les poissons.

Certains stades de la vie et certaines espèces de poissons semblent plus sensibles au cyanure que d'autres. Les embryons, les alevins vésiculés et les espèces d'eau chaude ont tendance à être plus résistants. Des concentrations de cyanure libre d'environ 50 à 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ se sont révélées fatales chez les juvéniles de la plupart des espèces de poissons les plus sensibles; les concentrations supérieures à 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ sont devenues rapidement fatales pour la plupart des poissons juvéniles (U.S. EPA 1985g). De nombreux essais effectués avec les poissons étaient des essais en système à circulation continue dans lesquels on mesurait le cyanure libre.

La truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) est l'espèce de poisson la plus sensible des dix étudiées. La valeur de toxicité aiguë moyenne pour cette espèce est de 44,73 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1985g). On a noté des valeurs individuelles de toxicité aiguë chez la truite arc-en-ciel aussi basses que 27 $\mu g \cdot L^{-1}$. La plus forte concentration n'entraînant pas de mortalité sur 96 h chez la truite arc-en-ciel juvénile est de 17 $\mu g \cdot L^{-1}$, à une température de 6 °C (Kovacs 1979; Kovacs et Leduc 1982).

Des observations sur le terrain ont montré que l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) était affecté par le cyanure en quelques minutes et qu'il ne pouvait être réanimé. D'autres espèces telles que la perche (*Perca flavescens*), le meunier noir (*Catostomus commersoni*), le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*), le crapet de roche (*Ambloplites rupestris*), la lotte (*Lota lota*) et diverses espèces de vairons (Cyprinidés) ont réagi lentement et il a été possible de les réanimer en les plaçant en eau propre (Leduc et coll. 1973; Leduc et coll. 1983).

On n'a pas noté de relation nette entre la toxicité aiguë au cyanure pour les poissons et l'alcalinité, la dureté, ou le pH lorsque celui-ci est inférieur à environ 8,3 (U.S. EPA 1985g). On a peu de données sur l'effet de la dureté et la plupart sont contradictoires (Leduc et coll. 1983). Bien que le pH n'ait pas d'effet appréciable sur les cyanures simples tels HCN ou CN^- dans les eaux naturelles, de petites variations de pH modifient considérablement la toxicité des complexes de métallocyanure (Leduc et coll. 1983). L'effet maximal du pH (correspondant à une multiplication par 10 ou 13 de la toxicité) sur le complexe de tétracyanonickelate a été observé à un pH se situant entre 7,4 et 7,8 (Doudoroff 1976).

Les complexes fer-cyanure se dissocient à la lumière solaire pour former de l'acide cyanhydrique (HCN). Dans les eaux claires peu profondes, l'élimination naturelle du HCN est beaucoup plus lente que sa formation par photolyse du fer-cyanure en milieu de journée (Broderius et Smith 1980). Il a été constaté dans des essais de toxicité en laboratoire que l'irradiation ultraviolette accroît la toxicité de trois ordres de grandeur chez la truite arc-en-ciel et chez *Daphnia magna* (Clark et coll. 1984). La toxicité augmente avec l'intensité de la lumière (Meyn et coll. 1984).

L'effet de la température sur la toxicité du cyanure dépend des concentrations utilisées (Wuhrmann et Woker 1955). A des concentrations relativement faibles, le cyanure est plus toxique lorsque la température est basse (Smith et coll. 1978; Kovacs 1979; Kovacs et Leduc 1982). A des concentrations rapidement létales, le cyanure est généralement plus toxique lorsque la température est élevée (Cairns et Scheier 1963). La tolérance au cyanure augmente lorsque la température d'acclimatation augmente. La CL_{50} de 96 h pour la truite arc-en-ciel juvénile augmente de façon importante avec la température d'acclimatation (Kovacs 1979; Kovacs et Leduc 1982).

La toxicité du cyanure augmente lorsque la concentration en oxygène dissous tombe en dessous du niveau de saturation (Doudoroff 1976; Smith et coll. 1978). Les seuils létaux pour plusieurs espèces de poissons étaient réduits de 20 à 30 % lorsque la concentration en oxygène était réduite de 50 % (Smith et coll. 1978.) On estime que l'effet d'une diminution de la concentration en oxygène varie avec la concentration du cyanure (Leduc et coll. 1983).

La toxicité du cyanure dépend de la présence d'autres contaminants dans l'eau et de leurs concentrations. Des concentrations sublétales de cyanure peuvent, en présence d'autres contaminants et selon la nature de ces derniers, provoquer des réponses antagonistes, additives ou synergiques (Speyer 1975; Broderius et Smith 1979). Il y a donc lieu d'évaluer les situations possibles de toxicité multiple en fonction des caractéristiques propres à l'endroit.

On observe une réduction importante de la survie à long terme et de la croissance de diverses espèces de poissons à des concentrations en cyanure libre inférieures à la valeur aiguë moyenne pour la truite arc-en-ciel, l'espèce la plus sensible. Les valeurs de toxicité chronique pour le crapet arlequin, l'omble de fontaine et la tête-de-boule sont de 13,57, 7,85 et 16,39 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (Koenst et coll. 1977; Lind et coll. 1977; Kimball et coll. 1978). D'après une courbe de l'indice de performance relatif (courbe unique de réponse généralisée au HCN), on observe une réduction de 50 % de la performance totale de poissons d'eau froide continuellement exposés à une concentration de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'HCN pendant 20 à 30 j dans des conditions de laboratoire (Leduc 1977). A une concentration de l'ordre de 3 à 5 $\mu g \cdot L^{-1}$, le cyanure libre causerait une altération relativement légère de l'indice de performance relatif des poissons d'eau douce dans des eaux de 10 à 13 °C. Cette gamme de valeur coïncide avec celle proposée par Doudoroff et coll. (1979), Doudoroff (1980) et l'U.S. EPA (1980e, 1985g).

Les plantes d'eau douce présentent une large gamme de sensibilité au cyanure. L'espèce la plus sensible est l'algue verte (*Scenedesmus quadricauda*); on a observé un début d'inhibition de cette algue à 30 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Bringmann et Kuhn 1977, 1978b). Des effets nocifs sur les plantes sont improbables à des concentrations qui ne causent pas une toxicité chronique chez les poissons.

On n'a pas observé de bioamplification du cyanure (U.S. EPA 1985g).

La limite de 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ proposée par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et par la CMI (1978a) est proposée comme recommandation, la documentation récente confirmant cette valeur. C'est la mesure du cyanure libre qui est recommandée, car il s'agit de la principale forme toxique et de la forme mesurée dans les essais de toxicité. Des problèmes de préservation et d'analyse des échantillons peuvent cependant rendre peu fiable le contrôle du cyanure libre, particulièrement dans les eaux où s'infiltre le ruissellement de résidus miniers. Dans de

tels cas, c'est la mesure du cyanure dissociable à l'acide faible et du cyanure total qui est recommandée provisoirement. En présence possible de complexes métal-cyanure, spécialement du complexe fer-cyanure, il est recommandé de mesurer le cyanure total.

3.2.1.12 Fer

3.2.1.12.1 Recommandation

La concentration du fer total ne devrait pas dépasser 0,3 $mg \cdot L^{-1}$.

3.2.1.12.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La CMI (1978a) a établi une limite de 0,3 $mg \cdot L^{-1}$ pour le fer total présent dans les Grands lacs, limite qui est la même que celle du ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984). La limite de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ du Manitoba (Williamson 1983) est identique à la recommandation de l'U.S. EPA (1976). Des documents-critères plus récents publiés pas l'U.S. EPA ne traitent pas du fer.

3.2.1.12.3 Justification

La toxicité du fer est variable chez les invertébrés. La toxicité aiguë chez les insectes va de 0,32 à 16,0 $mg \cdot L^{-1}$ (Warnick et Bell 1969). L'espèce la plus sensible est l'éphémère *Ephemerella subvaria*, mais celle-ci est aussi sensible habituellement à tous les métaux étudiés. La concentration sûre qui protège la reproduction et la croissance de *Gammarus minus* est inférieure à 3,0 $mg \cdot L^{-1}$ (Sykora et coll. 1972). La CL_{50} de 3 semaines pour *Daphnia magna* est de 5,9 $mg \cdot L^{-1}$ (Biesinger et Christensen 1972).

La tête-de-boule semble être plus sensible au fer que l'omble de fontaine. Une réduction de 50 % de l'éclosion des oeufs de tête-de-boule se produit à une concentration de 1,5 $mg \cdot L^{-1}$, alors qu'une diminution de l'éclosion des oeufs d'omble de fontaine ne se produit qu'à 12,0 $mg \cdot L^{-1}$ (Sykora et coll. 1972; Smith et coll. 1973). La concentration sûre d'exposition de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), d'après la mortalité survenant chez les juvéniles, se situe entre 7,5 et 12,52 $mg \cdot L^{-1}$. Le précipité d'hydroxyde de fer nuit à la respiration des oeufs de poisson par le chorion et gêne le fonctionnement des ouïes par occlusion de lamelle (Sykora et coll. 1972).

Etant donné que la limite établie par la province de l'Ontario et la CMI semble protéger suffisamment les poissons (d'après les données limitées de toxicité chronique existantes) et la plupart des invertébrés, c'est cette limite qui est recommandée jusqu'à ce que des données supplémentaires soient produites. La concentration de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ semble être trop voisine de la CE_{50} de la tête-de-boule pour offrir une protection suffisante.

3.2.1.13 Mercure

3.2.1.13.1 Recommandation

La concentration du mercure total ne devrait pas dépasser 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$.

3.2.1.13.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Reeder et coll. (1983b) fixent une recommandation de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ de mercure total pour protéger les consommateurs de poissons, et de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ de mercure total pour protéger la vie aquatique quand les poissons ne sont pas consommés. Les limites établies par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et la CMI (1976) pour les Grands lacs sont de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ et de 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ en poids humide pour le mercure total dans le poisson entier. La province du Manitoba (Williamson 1983) a établi la limite à 0,57 $ng \cdot L^{-1}$, semblable donc au critère de l'U.S. EPA (1980g), sauf qu'il s'agit d'un maximum instantané. Le CNRC (1980) a publié un résumé des effets de la présence du mercure dans l'environnement canadien, sans toutefois recommander de limite.

La limite de 0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$ de l'U.S. EPA (1976) a été remplacée par les limites de 0,57 $ng \cdot L^{-1}$ (moyenne sur 24 h) et de 1,7 $ng \cdot L^{-1}$ (valeur instantanée) (U.S. EPA 1980g). Ces valeurs ont à leur tour été remplacées récemment (U.S. EPA 1985i). Les nouvelles limites sont de 0,012 $\mu g \cdot L^{-1}$ (moyenne sur 4 j) et de 2,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ (moyenne sur 1 h). Ces limites, qui ne doivent pas être dépassées plus d'une fois tous les 3 ans en moyenne (U.S. EPA 1985i), sont fondées sur la méthode de dissolution en milieu acide, mais l'U.S. EPA recommande la méthode de récupération totale jusqu'à ce que la première soit approuvée.

3.2.1.13.3 Justification

La gamme de sensibilité entre les différentes espèces pour un composé donné du mercure est plus grande que la gamme de sensibilité d'une même espèce pour des composés différents (U.S. EPA 1985i).

L'U.S. EPA (1985i) a préparé un résumé des données sur la toxicité du mercure(II) pour 28 genres de biote d'eau douce. Les toxicités aiguës pour les invertébrés se situent entre 2,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia pulex* (Canton et Adema 1978) et 2,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour l'éphémère *Ephemerella subvaria* (Warnick et Bell 1969). Les toxicités aiguës pour les poissons se situent entre 30 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le guppy (*Poecilia reticulata*) (Deshmukh et Marathe 1980) et 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour la tilapie (*Tilapia mossambica*) (Qureshi et Saksena 1980). L'espèce la plus sensible des salmonidés est le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) dans sa phase juvénile, avec une toxicité aiguë moyenne de 240 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'espèce (Lorz et coll. 1978); la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) sont plus sensibles et ont une toxicité aiguë moyenne de l'espèce de 158,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ et de 160 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (Snarski et Olson 1982; Call et coll. 1983; Holcombe et coll. 1983). La toxicité aiguë du mercure pour les poissons semble augmenter avec la température (Clemens et Sneed 1958; MacLeod et Pessah 1973).

Il existe peu de données sur les composés organomercuriels, mais ces derniers semblent avoir une toxicité plus aiguë que le mercure(II). La plus faible CL_{50} pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) est de 24 $\mu g \cdot L^{-1}$ de méthylmercure (Wobeser 1973; Lock et Van Overbeeke 1981; Lock et coll. 1981).

Le méthylmercure semble avoir la toxicité la plus chronique des composés du mercure étudiés; les essais menés sur

Daphnia magna et sur l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) ont donné des valeurs de toxicité chronique inférieures à 0,04 $\mu g \cdot L^{-1}$ et de 0,52 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (McKim et coll. 1976; Biesinger et coll. 1982). La plus faible toxicité chronique du mercure(II) est de 0,96 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia magna*. Dans les essais de mercure(II) portant sur tout le cycle de vie et sur les premiers stades de vie, les toxicités chroniques pour la tête-de-boule sont inférieures à 0,26 $\mu g \cdot L^{-1}$ et à 0,23 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (Snarski et Olson 1982; Call et coll. 1983).

Les espèces végétales les plus sensibles semblent généralement être moins sensibles que les espèces animales sensibles au mercure(II) et au méthylmercure, bien que la croissance de l'espèce *Chlamydomonas* soit gravement retardée lorsque la concentration du méthylmercure est de 0,02 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Lock 1975).

L'accumulation du mercure par les organismes est variable. Les animaux qui se nourrissent sur le fond contiennent généralement plus de mercure que les animaux qui se nourrissent dans la colonne d'eau (Hamilton 1972; Holm et Cox 1974). Les facteurs de bioconcentration sont plus grands pour le méthylmercure que pour le mercure(II). Ils sont de 1800 pour la truite arc-en-ciel et de 4994 pour la tête-de-boule pour le mercure(II) (Snarski et Olson 1982; Boudou et Ribeyre 1984). Pour le méthylmercure, ils se situent entre 10 000 et 85 700 pour la truite arc-en-ciel, l'omble de fontaine et la tête-de-boule (Olson et coll. 1975; McKim et coll. 1976; Niimi et Lowe-Jinde 1984; Boudou et Ribeyre 1984).

Reeder et coll. (1983b) fixent une recommandation de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour protéger les consommateurs de poissons. Des données récentes viennent à l'appui du choix de cette recommandation. En effet, en présumant que le facteur de bioconcentration du mercure(II) est maximal, soit de 4994 pour la tête-de-boule (Snarski et Olson 1982), et que la concentration maximale admissible de mercure dans la chair de poisson est de 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$, la concentration dans l'eau qui devrait protéger les possibilités de commercialisation des poissons d'eau douce serait de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$. De plus, la toxicité chronique du mercure(II) pour la tête-de-boule, l'espèce la plus sensible, est inférieure à 0,23 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Call et coll. 1983). Par conséquent, les données tant sur la toxicité que sur la bioaccumulation viennent à l'appui de la concentration limite de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (mercure total).

Etant donné que les facteurs de bioconcentration, les toxicités chroniques et les rapports toxicité aiguë:toxicité chronique sont plus grands pour le méthylmercure, les limites de l'U.S. EPA (1985i) obtenues à partir des essais utilisant le méthylmercure sont environ dix fois plus petites que les concentrations limites pour le mercure(II). La méthode canadienne qui présume que le méthylmercure représente un faible pourcentage du mercure total dans l'eau (Reeder et coll. 1983b) a été adoptée.

3.2.1.14 Nickel

3.2.1.14.1 Recommandation

La concentration du nickel total ne devrait pas excéder les concentrations indiquées au tableau 3-7.

Tableau 3-7. Recommandations pour le nickel total dans des eaux de différentes duretés

Dureté ($mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$)	Concentration de nickel ($\mu g \cdot L^{-1}$)
0-60 (douce)	25
60-120 (moyenne)	65
120-180 (dure)	110
>180 (très dure)	150

3.2.1.14.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La limite de l'U.S. EPA (1976) pour le nickel était de 0,01 de la CL_{50} de 96 h. Les valeurs pour le nickel total récupérable sont maintenant fondées sur des formules associées à la dureté (U.S. EPA 1980h). A une dureté de 50, 100 et 200 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$, les limites sont respectivement (moyennes sur 24 h) de 56, 96, 160 $\mu g \cdot L^{-1}$ et (valeurs instantanées) de 1,10, 1,80 et 3,10 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement.

L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et la CMI (1978a) recommandent une limite de 25 $\mu g \cdot L^{-1}$. Taylor et coll. (1983a) recommandent une limite de 25 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau douce, mais elle est de 0,25 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau de dureté supérieure à 150 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$. La limite du Manitoba est la même que la limite sur 24 h (nickel total récupérable) de l'U.S. EPA (1980h), mais pour des valeurs instantanées. Le CNRC (1982a) a préparé un rapport sur les effets du nickel dans l'environnement canadien, sans toutefois recommander de limite.

3.2.1.14.3 Justification

L'U.S. EPA (1980h) a compilé des données sur la toxicité aiguë du nickel pour 22 espèces d'animaux aquatiques. Pour les invertébrés, les valeurs de la toxicité aiguë se situent, dans une eau de dureté inférieure à 50 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$, entre 510 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia magna* (Biesinger et Christensen 1972) et 33,5 $mg \cdot L^{-1}$ pour la perle *Acroneuria lycorias* (Warnick et Bell 1969). Les valeurs de la toxicité aiguë pour les poissons commencent à 2,48 $mg \cdot L^{-1}$ pour le crapet de roche (*Ambloplites rupestris*) (U.S. EPA 1980h). La seule valeur de toxicité aiguë existant pour un salmonidé (*Salmo gairdneri*) est de 35,5 $mg \cdot L^{-1}$ dans une eau de dureté inconnue (Hale 1977).

Le nickel est plus toxique lorsque la dureté est faible. L'U.S. EPA (1980h) a pu établir une relation entre la dureté de l'eau et la toxicité aiguë chez trois espèces, *Daphnia magna*, *Daphnia pulicaria* et la tête-de-boule (*Pimephales promelas*). La toxicité semble augmenter avec l'acidité. Ainsi, la toxicité du nickel pour l'algue *Selenastrum capricornutum* diminue d'une façon marquée lorsque le pH dépasse 4 (Michnowicz et Weaks 1984). Le nickel est éliminé de la solution par la présence de solides en suspension (Taylor et coll. 1983a). La toxicité augmente avec l'addition de cuivre (Anderson et Weber 1976; Stokes et coll. 1980). En présence de cuivre, il faut tenir compte de la possibilité d'une synergie (Taylor et coll. 1983a).

La mortalité se manifeste à des concentrations de nickel beaucoup plus faibles dans les essais portant sur les premiers stades de vie que dans les essais portant sur la toxicité aiguë de 96 h avec des poissons dans leur phase juvénile. Dans un

essai portant sur les premiers stades de vie commençant avec des oeufs nouvellement fertilisés, la concentration la plus élevée de nickel n'ayant pas eu d'effet important sur la truite arc-en-ciel a été de 35 $\mu g \cdot L^{-1}$ à une dureté inférieure à 50 $mg \cdot L^{-1}$ (Nebeker et coll. 1985). Cette concentration approche du seuil d'évitement de 23,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le nickel établi par Giattina et coll. (1982) pour la truite arc-en-ciel. Lorsqu'on a commencé les essais portant sur les premiers stades de vie avec des oeufs occulés ou des larves avant la phase de nage libre, les résultats, 134 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les deux cas, étaient semblables à ceux obtenus pour la tête-de-boule. Dans de l'eau de dureté comparable, le résultat d'un essai portant sur les premiers stades de vie de la tête-de-boule a été de 109 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980h). La concentration maximale acceptable du toxique se situe entre 0,73 et 0,38 $mg \cdot L^{-1}$ pour la tête-de-boule (Pickering 1974). Les valeurs de la toxicité chronique se situent entre 14,8 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia magna* dans l'eau douce et 530 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la tête-de-boule dans une eau dure (U.S. EPA 1980h). La croissance de plusieurs espèces d'algues d'eau douce est ralentie lorsque les concentrations se situent entre 100 et 700 $\mu g \cdot L^{-1}$, à une dureté toutefois inconnue (Hutchinson 1973; Hutchinson et Stokes 1975).

La bioamplification n'est pas importante dans l'environnement aquatique (Taylor et coll. 1983a). La concentration de nickel diminue à mesure qu'on s'élève dans le réseau alimentaire. Les concentrations d'équilibre du nickel sont les plus élevées chez les plantes, moyennes chez les invertébrés et les plus faibles chez les prédateurs supérieurs (Hutchinson et coll. 1975). L'annélide renferme plus de nickel que les autres membres du réseau alimentaire; les poissons carnivores en contiennent moins que les poissons omnivores (Mathis et Cummings 1973). Les facteurs de bioconcentration connus sont de 9,8, 100 et 61 pour une algue, pour *Daphnia magna* et pour la tête-de-boule respectivement (U.S. EPA 1980h). Plus récemment, Watras et coll (1985) ont trouvé que l'algue *Scenedesmus obliquus* avait des concentrations de nickel de 30 à 300 fois plus élevées que la concentration ambiante, alors que l'invertébré *Daphnia magna* avait une concentration de nickel légèrement plus élevée que la concentration ambiante.

Taylor et coll. (1983a) confirment de nouveau la limite de 25 $\mu g \cdot L^{-1}$ fixée antérieurement par la CMI (1976) et le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984). Des données plus récentes ne montrent qu'une seule réponse chez l'invertébré *Daphnia magna*, pour une exposition chronique en dessous de cette concentration; par conséquent, le maintien de cette recommandation est proposé pour l'eau douce. Taylor et coll. (1983a) reconnaissent qu'on pourrait établir une recommandation plus élevée pour les eaux dures. La formule associée à la dureté établie par l'U.S. EPA (1980h) est utilisée pour calculer les limites dans les eaux de dureté moyenne à forte:

$$\text{conc. de Ni} = e^{0,76[\ln(\text{dureté})] + 1,06)} \ \mu g \cdot L^{-1}$$

En remplaçant la recommandation de Taylor et coll. (1983a) pour les eaux dures (>150 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$) par la formule de l'U.S. EPA (1980h), on peut calculer (si on le désire) des objectifs spécifiques pour les lieux où la dureté de l'eau est connue. On conseille des recommandations en fonction de la dureté de l'eau (selon quatre fourchettes); celles-ci sont données au tableau 3-7.

3.2.1.15 Oxygène dissous

3.2.1.15.1 Recommandation

La concentration d'oxygène dissous ne devrait pas être inférieure aux concentrations indiquées au tableau 3-8. Celles-ci doivent être appliquées en tenant compte des variations naturelles des concentrations d'oxygène.

Jusqu'à ce que plus de données soient disponibles, la concentration en oxygène dissous dans les eaux interstitielles du gravier doit être considérée comme étant inférieure d'au moins 3 $mg \cdot L^{-1}$ à la concentration en oxygène de la colonne d'eau (U.S. EPA 1986). Dans les frayères de salmonidés, la concentration d'oxygène dissous de la colonne d'eau doit donc être de 9,5 $mg \cdot L^{-1}$ de façon que la concentration dans l'eau interstitielle (indiquée entre parenthèses) soit de 6,5 $mg \cdot L^{-1}$. La recommandation pour les stades de vie initiaux s'applique à partir de la ponte jusqu'à 30 j après l'éclosion. Dans les eaux eutrophes, les concentrations minimales peuvent se produire pendant la nuit (ou à l'aube) en raison du cycle diurne.

3.2.1.15.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1976) a recommandé que la concentration minimale d'oxygène dissous, nécessaire pour la conservation de bonnes populations de poissons, soit de 5,0 $mg \cdot L^{-1}$. La limite pour les frayères de salmonidés est une concentration minimale de 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ dans les eaux interstitielles du gravier.

L'U.S. EPA a publié en 1986 de nouveaux critères pour l'oxygène dissous (U.S. EPA 1986). Ce document contient une mise à jour complète de la documentation et fait la distinction entre les espèces vivant en eau froide et les espèces vivant en eau chaude ainsi qu'entre les stades de vie initiaux et les autres stades. Le document inclut quatre degrés de diminution du taux de production pour les différentes espèces et les différents stades (tableau 3-9). Les limites proposées incluent des valeurs moyennes (7 j et 30 j) et des valeurs minimales (7 j et 1 j) (tableau 3-10).

Davis (1976) fait la distinction entre les populations de poissons, les températures et les niveaux de risque. Les concentrations en oxygène dissous sont exprimées en pourcentage de saturation. Les limites recommandées par Davis (1976), qui tiennent compte avant tout de l'environnement canadien, ont servi de base pour l'établissement des valeurs provinciales relatives à la vie aquatique fixées depuis 1975 (Ontario Ministry of the Environment 1979; Williamson 1983). Le tableau 3-11 résume les limites recommandées pour les espèces les plus courantes, à un degré de risque intermédiaire. Les larves et les oeufs des salmonidés demandent des degrés de saturation plus élevés (76 à 95 %) que ceux indiqués pour les salmonidés.

La CMI indique que la concentration instantanée d'oxygène dissous ne devrait pas être inférieure à 6 $mg \cdot L^{-1}$ dans les voies interlacustres et les portions d'amont des Grands lacs; dans les eaux hypolimniques, elle ne devrait pas être inférieure à la concentration nécessaire à la vie des poissons, et notamment des espèces d'eau froide (CMI 1978b). Cette limite

Tableau 3-8. Recommandations pour l'oxygène dissous

Catégorie de biote	Concentration de l'oxygène dissous (mg·L $^{-1}$)	
	Stades de vie initiaux	Autres stades de vie
Eau chaude	6	5
Eau froide	9,5 (6,5)[1]	6,5

[1] Eau interstitielle du gravier.

Source: Adapté de U.S. EPA 1986.

Tableau 3-9. Concentrations minimales en oxygène dissous pour différents niveaux de protection des pêches

Degré de diminution du taux de production	Concentration de l'oxygène dissous (mg·L $^{-1}$)			
	Eaux à salmonidés[1]		Eaux sans salmonidés	
	Stade embryo-larvaire	Autres stades	Stade embryo-larvaire	Autres stades
Nul	11 (8)	8	6,5	6
Faible	9 (6)	6	5,5	5
Moyen	8 (5)	5	5	4
Elevé	7 (4)	4	4,5	3,5
Mortalité aiguë	6 (3)	3	4	3

[1] Les concentrations en oxygène dissous dans les eaux interstitielles sont données entre parenthèses (on a supposé une différence de 3 mg·L $^{-1}$ entre la concentration dans la colonne d'eau et la concentration dans l'eau interstitielle).

Source: U.S. EPA 1986.

Tableau 3-10. Limites numériques pour l'oxygène dissous ambiant, proposées par l'U.S. EPA (1986)

Nature	Concentration de l'oxygène dissous ambiant (mg·L $^{-1}$)			
	Eaux froides		Eaux chaudes	
	Stades de la vie initiaux	Autres stades de la vie	Stades de la vie initiaux	Autres stades de la vie
Moyenne de 30 j	SO[1]	6,5	SO	5,5
Moyenne de 7 j	9,5 (6,5)	SO	6,0	SO
Minimum	SO	5,0	SO	4,0
Minimum de 1 j	8,0 (5,0)	4,0	5,0	3,0

[1] SO = sans objet.

Source: U.S. EPA 1986.

Tableau 3-11. Limites pour l'oxygène dissous, recommandées par Davis (1976)

Température (°C)	Limites pour l'oxygène dissous[1]					
	Biote d'eau chaude		Biote d'eau froide		Principalement salmonides	
	% sat.	mg·L $^{-1}$	% sat.	mg·L $^{-1}$	% sat.	mg·L $^{-1}$
0	47	7	54	8	57	8
5	47	6	54	7	57	7
10	47	5	54	6	57	6
15	47	5	54	6	59	6
20	47	4	57	5	65	6
25	48	4	63	5	72	6

[1] Exprimées en pourcentage de saturation.

Source: Davis 1976.

est celle prévue à l'entente de 1972 (CMI 1972), bien que l'on ait débattu la possibilité de recommander deux limites (CMI 1980).

La concentration d'oxygène dissous fluctuant naturellement et les données existantes étant rares, le groupe de travail de l'EIFAC sur les critères de qualité de l'eau pour les poissons d'eau douce européens a proposé provisoirement que, pour les espèces d'eau froide qui sont modérément tolérantes, les concentrations d'oxygène dissous aux percentiles 50 et 5 soient supérieures à 5 et 2 mg·L $^{-1}$, et à 9 et 5 mg·L $^{-1}$ pour les salmonidés (Alabaster et Lloyd 1982).

Les concentrations ci-dessus sont des concentrations minimales; il n'est pas donné de limites maximales (sursaturation), bien que la sursaturation puisse causer un traumatisme (bulles de gaz) chez les poissons.

3.2.1.15.3 Justification

Les besoins en oxygène dissous des poissons d'eau froide sont présumés similaires aux besoins des salmonidés, bien que les données étayant cette hypothèse soient peu nombreuses. Les harengs, les éperlans, les brochets et les chabots sont au moins aussi sensibles que les salmonidés. Les dorés et les achigans à petite bouche sont aussi modérément sensibles. Lorsque ces espèces de poissons sont absentes, c'est le critère relatif aux eaux chaudes qui s'applique.

Les données sur la tolérance à de faibles concentrations d'oxygène dissous existent seulement pour quelques espèces de non-salmonidés. Les non-salmonidés larvaires et juvéniles sont souvent plus sensibles à de faibles concentrations en oxygène dissous que les non-salmonidés à d'autres stades de vie (U.S. EPA 1986).

Il existe peu de données pertinentes relatives aux effets d'une concentration réduite d'oxygène dissous sur les invertébrés d'eau douce. Cependant, si tous les stades de vie des poissons sont protégés, les communautés d'invertébrés devraient aussi être raisonnablement protégées, bien que cela n'exclue pas de modifications (Davis 1976).

La combinaison d'une faible concentration d'oxygène dissous et de la présence de toxiques peut conduire à des réactions de stress chez les organismes aquatiques. Les toxicités du zinc, du plomb, du cuivre, du pentachlorophénol, du cyanure, du sulfure d'hydrogène et de l'ammoniac augmentent lorsque la concentration d'oxygène dissous est faible.

Des températures élevées augmentent les effets nocifs d'une faible concentration d'oxygène dissous chez les poissons. Etant donné qu'une température élevée accompagne généralement une faible concentration d'oxygène dissous dans les milieux naturels, l'effet synergique de ces deux stress potentiels est un facteur important. Les recommandations offrent une protection à des températures environnementales saisonnières élevées. Il est important de conserver une concentration d'oxygène adéquate à température élevée pour la croissance des poissons, car normalement, les poissons atteignent des taux de croissance élevés lorsque la température est élevée. Lorsque la concentration en oxygène fluctue, la croissance est presque toujours inférieure à la croissance

observée à concentration constante égale à la concentration moyenne (U.S. EPA 1986).

Les recommandations représentent les concentrations d'oxygène dissous qui devraient prévenir une diminution du taux de production éventuellement préjudiciable chez les organismes les plus sensibles. Les recommandations ont été établies à partir de renseignements condensés de l'U.S. EPA qui donnent la concentration d'oxygène dissous en $mg \cdot L^{-1}$ et non en pourcentage de saturation et qui précisent que toutes les valeurs minimales devraient être adoptées comme valeurs instantanées à observer à tout moment (U.S. EPA 1986).

3.2.1.16 pH

3.2.1.16.1 Recommandation

Le pH ne devrait pas être inférieur à 6,5 ni supérieur à 9,0, en vue de la protection de la vie aquatique.

3.2.1.16.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Le Manitoba (Williamson 1983) et la CMI (1975) recommandent la gamme de pH 6,5-9,0 pour protéger la vie aquatique. La CMI précise en outre qu'aucun effluent ne doit changer de plus de 0,5 unité le pH du milieu ambiant à la limite de la zone de mélange désignée. L'U.S. EPA (1976) a établi le même intervalle de 6,5 à 9,0. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) recommande un intervalle qui va de 6,5 à 8,5. L'EIFAC (Alabaster et Lloyd 1982) n'a pas établi d'intervalle unique pour la protection des poissons européenes; le tableau 3-12 résume les intervalles recommandées par l'EIFAC.

3.2.1.16.3 Justification

Les données sur le pH ont été résumées par Hendrey et coll. (1976), Leivestad et coll. (1976), Fromm (1980) et Alabaster et Lloyd (1982). Il n'existe pas d'intervalle bien net à l'intérieur duquel les poissons ne subissent aucun effet et à l'extérieur duquel ils en subissent, la détérioration étant plutôt progressive à mesure que l'on s'éloigne de l'intervalle normal (EIFAC 1969). L'intervalle de pH sans létalité aiguë pour les poissons se situe entre 5 et 9, la valeur optimale des diverses espèces de poissons se situant entre ces limites (Alabaster et Lloyd 1982); cependant, la toxicité de plusieurs polluants communs est nettement modifiée par les changements de pH à l'intérieur de cet intervalle et une augmentation de l'acidité ou de l'alcalinité peut rendre ces substances plus toxiques. En outre, un effluent acide peut libérer assez d'anhydride carbonique à partir du bicarbonate pour que l'intervalle de pH de 5 à 6 devienne létal. A des concentrations de calcium plus faibles, la toxicité des fortes concentrations de l'ion hydrogène pour les poissons augmente (McDonald 1983).

Des effets chroniques ont été signalés à l'intérieur de l'intervalle de 5-6. La perte de populations de poissons a été attribuée à l'échec du frai et à une moins bonne éclosion à des pH moyennement acides ($pH < 6,0$) (Schofield 1976; Harvey 1979; Fromm 1980). L'exposition à une eau traitée à l'acide (pH de 4,2 à 6,0) pendant 21 j a entraîné la modification de la fonction interrénale et thyroïdienne chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) immature (Brown et coll. 1984). Chez la truite arc-en-ciel exposée pendant 22 j à une eau de pH allant de 4,2 à 6,0, l'hématocrite et les concentrations d'hémoglobine ont augmenté progressivement avec le stress acide à un pH inférieur à 5,5 (Giles et coll. 1984). La plupart des effets histologiques du stress acide chronique chez la tête-de-boule ont été constatés à des pH de 5,5 et de 5,0 et étaient limités à des changements survenant dans le nombre, la répartition et la morphologie des cellules à chlorures (Leino et McCormick 1984).

Tableau 3-12. Sommaire des effets du pH sur les poissons

Intervalle de pH	Effet
3,0-3,5	Il est peu vraisemblable qu'un poisson puisse survivre plus de quelques heures dans cet intervalle bien qu'il soit possible de trouver certaines plantes et certains invertébrés à des pH inférieurs.
3,5-4,0	Cet intervalle est létal aux salmonidés. Il existe des indications montrant que la chatte de l'est, la tanche, la perche fluviatile et le brochet peuvent survivre dans cet intervalle, vraisemblablement après une période d'acclimatation à des concentrations non létales légèrement plus élevées, mais la limite inférieure de cet intervalle peut encore être létale à la chatte de l'est.
4,0-4,5	Vraisemblablement nocif aux salmonidés, à la tanche, à la brème, à la chatte de l'est, à la dorade et à la carpe commune qui ne se sont pas acclimatés à de faibles pH, bien que leur résistance dans cet intervalle augmente avec leur taille et leur âge. Les poissons peuvent s'acclimater à ces valeurs, mais de la perche, la brème, la chatte de l'est et le brochet, seul ce dernier peut se reproduire.
4,5-5,0	Vraisemblablement nocif aux oeufs et à l'alevin des salmonidés, ainsi qu'aux adultes particulièrement dans des eaux douces contenant de faibles concentrations de calcium, de sodium et de chlorure. Peut être nocif à la carpe commune.
5,0-6,0	Nocivité improbable pour toutes les espèces, à moins que la concentration de l'anhydride carbonique libre soit supérieure à 20 $mg \cdot L^{-1}$ ou que l'eau contienne des sels de fer fraichement précipités sous forme d'hydroxyde ferrique dont la toxicité exacte est inconnue. La limite inférieure de cet intervalle peut être nocive aux salmonidés non acclimatés si les concentrations de calcium, de sodium et de chlorure sont faibles ou si la température de l'eau est basse, et peut aussi être nuisible à la reproduction de la chatte de l'est.
6,0-6,5	Vraisemblablement non nocif aux poissons à moins que la concentration de l'anhydride carbonique libre dépasse 100 $mg \cdot L^{-1}$.
6,5-9,0	Non nocif aux poissons, bien que la toxicité d'autres poissons puisse être modifiée par des changements à l'intérieur de cet intervalle.
9,0-9,5	Vraisemblablement nocif aux salmonidés et à la perche fluviatile, si cet intervalle persiste.
9,5-10,0	Létal aux salmonidés sur une longue période, mais tolérable sur une courte période. Peut être nocif aux stades de développement de certaines espèces.
10,0-10,5	Tolérable par la chatte de l'est et les salmonidés sur une courte période mais létal sur une longue période.
10,5-11,0	Rapidement létal aux salmonidés. Une exposition prolongée à la limite supérieure de cet intervalle est létale à la carpe, à la tanche, à la dorade et au brochet.
11,0-11,5	Rapidement létal à toutes les espèces.

Source: Alabaster et Lloyd 1982.

La limite inférieure la plus communément acceptée pour le pH est 6,5 plutôt que 6. Les essais biologiques venant à l'appui de ce choix montrent que la production et l'éclosion des oeufs de la tête-de-boule (Mount 1973) ainsi que la venue des insectes aquatiques (Bell 1971) diminuent à un pH inférieur à 6,6. Le crapet arlequin et l'omble de fontaine montrent des réponses respiratoires accrues à des pH de 6,7 et 6,0 respectivement (Carlson 1984).

La limite supérieure la plus commune pour le pH est 9; les valeurs de pH situées entre 9 et 10 peuvent être nuisibles à un petit nombre d'espèces de poissons (Alabaster et Lloyd 1982). Le crapet arlequin tousse davantage à un pH supérieur à 9, mais l'omble de fontaine demeure insensible à un pH allant jusqu'à 10,1 (Carlson 1984). La mortalité de la truite arc-en-ciel exposée à un pH de 9,5 pendant 6 h était de 50 %; à un pH de 9,3 pendant 6 h, le seul changement observé a été une perte temporaire d'appétit (Murray et Ziebell 1984).

3.2.1.17 Plomb

3.2.1.17.1 Recommandation

La concentration du plomb total ne devrait pas dépasser les concentrations indiquées au tableau 3-13.

3.2.1.17.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1976) a proposé pour le plomb une limite qui est 0,01 fois la CL_{50} de 96 h, dont la valeur est établie par mesure du plomb soluble dilué dans les eaux réceptrices ou des eaux comparables, pour les espèces résidentes sensibles. Cette valeur a été remplacée par l'U.S. EPA (1980f) par une limite sur 24 h et une limite instantanée basées sur des formules dans lesquelles apparaît la dureté de l'eau. A une dureté de 50, 100 et 200 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$, les concentrations moyennes sur 24 h sont de 0,75, 3,8 et 20 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement, et les maximums instantanés de 74, 170 et 400 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement. L'U.S. EPA (1985h) a remplacé les limites de 1980 par de nouvelles valeurs qui permettent de plus fortes concentrations tous les 3 ans en moyenne. Les formules à base de dureté et les périodes de moyennage ont également été révisées. A une dureté de 50, 100 et 200 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$, les concentrations moyennes de plomb sur 4 j sont de 1,3, 3,2 et 7,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement, et les concentrations moyennes sur 1 h sont de 34, 82 et 200 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectivement (U.S. EPA 1985h). L'U.S. EPA (1985h) recommande la mesure du plomb soluble dans un acide; elle recommande toutefois l'utilisation de la méthode de mesure du plomb total récupérable jusqu'à l'approbation d'une méthode de mesure par solubilité dans un acide.

Demayo et coll. (1980) ont recommandé des concentrations de 0,005 et 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ (plomb total) pour des eaux de dureté inférieure à 95 $mg \cdot L^{-1}$ ($CaCO_3$) et supérieure à 95 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement. Une limite de 0,03 $mg \cdot L^{-1}$ a été recommandée pour les eaux ne renfermant pas d'espèces de poissons sensibles. La CMI (1980) a recommandé les limites de 2,0, 3,0, 4,0 et 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (plomb total) pour les lacs Supérieur, Huron, Michigan et Ontario respectivement. On souligne toutefois que ces limites ne protègent pas nécessairement le biote aquatique des effets des composés plomb-alkyle. Les limites de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) sont de 5,0, 10,0, 20,0 et 25,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (plomb total) à des alcalinités inférieures à 20, 20-40, 40-80 et supérieures à 80 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$ respectivement. Le Manitoba (Williamson 1983) a établi les limites de 0,75, 3,8 et 20,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour des eaux de dureté de 50, 100, et 200 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$ respectivement.

Tableau 3-13. Recommandations pour le plomb total dans des eaux de différentes duretés

Dureté ($mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$)	Concentration de plomb ($\mu g \cdot L^{-1}$)
0-60 (douce)	1
60-120 (moyenne)	2
120-180 (dure)	4
>180 (très dure)	7

3.2.1.17.3 Justification

La toxicité aiguë du plomb est plus grande dans l'eau douce que dans l'eau dure. Les effets de la dureté sur la toxicité ont été démontrés pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), la tête-de-boule (*Pimephales promelas*), le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) et *Daphnia magna* (U.S. EPA 1985h). Les effets de la dureté sur les trois dernières espèces sont très semblables, tandis que les effets sur la truite arc-en-ciel sont passablement différents.

Il a été constaté dans des essais de toxicité aiguë que les amphipodes semblent plus sensibles au plomb que toutes les autres espèces animales d'eau douce étudiées dans les essais normalisés. Les toxicités aiguës moyennes pour l'espèce, pour les quatres espèces les plus sensibles étudiées, soit l'amphipode *Gammarus pseudolimnaeus*, le cladocère *Daphnia magna*, la truite arc-en-ciel et l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), sont de 142,6, 447,8, 2448 et 4820 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (U.S. EPA 1985h).

La toxicité chronique du plomb décroît également à mesure qu'augmente la dureté de l'eau. Les daphnies sont environ 11 fois plus sensibles au plomb en eau douce qu'en eau dure. La reproduction de *Daphnia magna* chute de 16 % à la concentration de 0,03 $mg \cdot L^{-1}$ en eau douce. Toujours en eau douce, 44 % des truites subissent des difformités spinales à la concentration mesurée de plomb de 31 $\mu g \cdot L^{-1}$; en eau dure, toutefois, aucune des truites arc-en-ciel n'a subi de difformités à la concentration de 190 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Biesinger et Christensen 1972).

Dans un essai sur toute la durée du cycle de vie effectué sur l'escargot *Lymnaea palustris* (Borgmann et coll. 1978), on n'a observé aucun effet sur la survie à la concentration de 12 $\mu g \cdot L^{-1}$, mais la mortalité était presque totale à 54 $\mu g \cdot L^{-1}$, ce qui donne une toxicité chronique de 25,46 $\mu g \cdot L^{-1}$ en eau dure (139 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$) (U.S. EPA 1985h). L'U.S. EPA (1985h) a aussi calculé la toxicité chronique pour *Daphnia magna* et la truite arc-en-ciel; les valeurs sont de 12,26 et 18,88 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement.

Une truite arc-en-ciel de la grosseur du doigt exposée au plomb subit un noircissement des nageoires ainsi qu'une déviation spinale. La concentration maximale acceptable (CMA) de l'alevin de la truite arc-en-ciel en eau douce va de 4,1 à

7,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Davies et coll. 1976); le plomb agit sur les enzymes à la concentration de 13,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (plomb libre) lorsque la dureté de l'eau est de 135 $mg \cdot L^{-1}$ (Hodson 1976). L'omble de fontaine et le crapet arlequin sont moins sensibles que la truite arc-en-ciel. La CMA pour l'omble de fontaine est de 39,0 et 84,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ de plomb en dissolution (58,0 et 119,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ de plomb total) en eau douce (44 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$) (Holcombe et coll. 1976). Elle est très semblable pour le crapet arlequin: entre 0,07 et 0,12 $mg \cdot L^{-1}$ de plomb total, également en eau douce (Sauter et coll. 1976).

La toxicité du plomb pour les algues est relativement faible. Des effets nocifs se produisent à des concentrations se situant entre 0,5 et 63,8 $mg \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1985h).

Les macrophytes enracinés accumulent le plomb beaucoup plus que les plantes non enracinées (Wong et coll. 1976). Les facteurs de bioconcentration du plomb chez *Cladophora glomerata* du lac Ontario se situent entre 16 000 et 20 000 (Keeney et coll. 1976). On n'a pas réussi à montrer qu'il y a bioamplification du plomb dans l'environnement aquatique (Namminga et coll. 1974; Getz et coll. 1977). Les facteurs de bioconcentration pour quatre espèces d'invertébrés et deux espèces de poissons vont de 499 à 1700 (U.S. EPA 1985h). Ils sont de 42 et 45 pour l'omble de fontaine et le crapet arlequin respectivement (Holcombe et coll. 1976; Atchison et coll. 1977).

La formule à base de dureté de l'U.S. EPA (1985h) qui permet de calculer la toxicité chronique (moyenne sur 4 j) a servi à établir la recommandation:

$$\text{conc. du Pb} = e^{(1,273[\ln(\text{dureté})]-4,705)} \ \mu g \cdot L^{-1}$$

La recommandation pour l'eau douce a été calculée en présumant une dureté de 50 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$, étant donné qu'il n'existe pas de donnée de toxicité pour des eaux très douces. Il est donc possible que la protection ne soit pas suffisante dans de l'eau très douce.

3.2.1.18 Sélénium

3.2.1.18.1 Recommandation

La concentration du sélénium total ne devrait pas dépasser 1 $\mu g \cdot L^{-1}$.

3.2.1.18.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La CMI a recommandé une limite en trois volets: 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau non filtrée, 5 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans les sédiments et 3 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids humide) dans le biote aquatique pour protéger les poissons et les mammifères prédateurs (CMI 1981). Demayo et coll. (1983) ont recommandé une concentration de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$. L'Ontario a recommandé une limite de 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ (Ontario Ministry of the Environment 1984).

L'U.S. EPA (1980j) a établi une limite de 35 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le sélénium (moyenne sur 24 h) et de 260 $\mu g \cdot L^{-1}$ (valeur instantanée) qui remplace la limite antérieure qui était 0,01 de la CL_{50} de 96 h déterminée au moyen d'un dosage biologique avec une espèce résidente sensible (U.S. EPA 1976). La limite du Manitoba, 35 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le sélénite total, est numériquement la même que celle de l'U.S. EPA pour une moyenne sur 24 h, mais il s'agit d'une concentration maximale instantanée ne devant jamais être dépassée (Williamson 1983).

3.2.1.18.3 Justification

Il ne semble pas exister une grande différence entre la toxicité du sélénite et celle du séléniate, bien que le sélénite puisse être légèrement plus toxique que le séléniate. On sait cependant que le sélénium est méthylé biologiquement dans les sédiments des lacs (Chau et coll. 1976); la sélénométhionine est dix fois plus toxique que l'espèce inorganique (Niimi et LaHam 1975).

Il existe des données sur la toxicité aiguë du sélénite inorganique pour 13 espèces d'organismes d'eau douce appartenant à 10 familles taxinomiques (U.S. EPA 1980j). Les valeurs de la toxicité aiguë commencent à 340 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'amphipode *Hyallela azteca* (Halter et coll. 1980) et présentent une différence de plus de deux ordres de grandeur. Les poissons sont généralement moins sensibles au sélénite que les invertébrés. La base de données établie par l'U.S. EPA (1980j) pour le sélénite et les espèces de poissons d'eau douce comprend 23 valeurs pour 8 espèces appartenant à 6 familles taxinomiques. Les toxicités aiguës se situent entre 0,6 $mg \cdot L^{-1}$ pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (Halter et coll. 1980) et 28,5 $mg \cdot L^{-1}$ pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Cardwell et coll. 1976b). La CL_{50} de 96 h pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) est de 8 $mg \cdot L^{-1}$ (Hodson et coll. 1984). La concentration du sélénium ne produisant pas d'effet sur le développement des oeufs et les jeunes alevins de la truite arc-en-ciel se situe entre 40 et 80 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Davies et Goettl 1975). Les algues vertes peuvent être plus sensibles; la plus faible concentration produisant un effet chez les plantes est de 50 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Hutchinson et Stokes 1975).

Le sélénium diminue la toxicité du cadmium chez les algues vertes (Demayo et coll. 1983). Il diminue aussi la toxicité du mercure, du thallium et de l'argent. La toxicité aiguë du sélénite pour la tête-de-boule est directement liée à la température de l'eau (Adams 1976).

On possède des données sur la toxicité chronique du sélénite pour deux espèces d'invertébrés et deux de poissons. La truite arc-en-ciel exposée à 60 et 130 $\mu g \cdot L^{-1}$ pendant des essais à long terme a survécu, tout comme le poisson témoin exposé à une plus faible concentration, mais on a observé chez les deux poissons des taux élevés de mortalité et une plus grande incidence de difformités à la concentration la plus élevée (Goettl et coll. 1976). L'exposition de la truite à 28 $\mu g \cdot L^{-1}$ ou plus de sélénium pendant 44 semaines a donné lieu à des réponses hématologiques subtiles (Hodson et coll. 1980).

La plupart des données recueillies par l'U.S. EPA (1980j) indiquent que le sélénite cause une mortalité cumulative croissante chez les espèces de poissons et d'invertébrés lorsque le temps d'exposition dépasse les quatre jours habituels des essais de toxicité aiguë. Ce phénomène a aussi été démontré par Niimi et LaHam (1975) et Halter et coll. (1980). Des facteurs de bioconcentration ont été déterminés pour la truite arc-en-ciel, la tête-de-boule et le crapet arlequin; ils se situent entre 8 et 78 (U.S. EPA 1980j). La demi-vie du sélénium chez la truite arc-en-ciel est de 29 j (Gissel-Nielson et Gissel-Nielson 1973).

La CMI (1981) a établi une limite de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ en vue de protéger la vie aquatique dans les Grands lacs; cette limite est fondée sur des études sur le terrain qui ont indiqué que des

concentrations de sélénium d'origine hydrique de 5 à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ étaient associées à une contamination du réseau alimentaire, qui avait causé une létalité aiguë chez les poissons prédateurs. C'est cette dernière limite qui a été adoptée pour la recommandation canadienne.

3.2.1.19 Thallium

3.2.1.19.1 Recommandation

Les données sont insuffisantes pour permettre d'établir une recommandation pour le thallium.

3.2.1.19.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1973) a indiqué qu'une concentration de thallium de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau de mer présentait le minimum de risque pour la vie aquatique marine. Bien que la bibliographie donnée dans ce document se rapportait surtout aux espèces d'eau douce, aucune limite n'a été établie pour l'eau douce. Le thallium n'a pas été inclu dans les critères relatifs à la qualité de l'eau publiés par l'U.S. EPA en 1976. Les provinces de l'Ontario et du Manitoba ont retiré leurs limites en 1982 et 1983 respectivement, à cause de l'insuffisance des données. L'U.S. EPA (1980l) a préparé un document sur les critères relatifs à la qualité de l'eau ambiante pour le thallium, mais ne possédait pas suffisamment de données pour établir des limites.

3.2.1.19.3 Justification

Les sensibilités aiguë et chronique au thallium pour l'invertébré *Daphnia magna* et la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) sont semblables. Les toxicités aiguë et chronique commençaient à 910 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 57 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (U.S. EPA 1980l). Les valeurs de la CL_{50} pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) étaient d'environ deux ordres de grandeur plus élevées. Le saumon atlantique (*Salmo salar*) est l'espèce étudiée la plus sensible (Zitko et coll. 1975); une mortalité partielle à des expositions aussi faibles que 20 $\mu g \cdot L^{-1}$ après 100 j a été observée. Le facteur de bioconcentration du thallium le plus élevé pour les poissons était de 130 pour le tissu musculaire du saumon atlantique (Zitko et coll. 1975).

Les algues sont aussi sensibles au thallium. Les valeurs de la CE_{50} de 96 h pour l'inhibition de la chlorophylle *a* et la réduction du nombre de cellules de l'algue *Selenastrum capricornutum* étaient de 110 $\mu g \cdot L^{-1}$ et de 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (U.S. EPA 1978).

3.2.1.20 Zinc

3.2.1.20.1 Recommandation (provisoire)

La concentration du zinc total récupérable ne devrait pas dépasser 0,03 $mg \cdot L^{-1}$.

3.2.1.20.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La limite de 0,03 $mg \cdot L^{-1}$ a été établie pour les Grands lacs par la CMI (1976) et a aussi été adoptée par la province de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984). La CMI est en train de revoir la limite de zinc établie pour l'objectif de qualité de l'eau pour les Grands lacs. Le Manitoba a récemment adopté une limite de 47 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Williamson 1983); l'U.S. EPA (1980m) a établi une limite de 47 $\mu g \cdot L^{-1}$ (moyenne sur 24 h).

L'EIFAC (Alabaster et Lloyd 1982) a recommandé provisoirement que la concentration annuelle du zinc soluble au percentile 95 ne dépasse pas 0,1 de la CL_{50} de 7 j appropriée; les limites précises dépendent de la dureté de l'eau et du type de poisson (tableau 3-14).

Les recommandations proposées par Taylor et Demayo (1980) et basées sur la dureté de l'eau sont présentées au tableau 3-15.

L'U.S. EPA (1980m) a établi une limite instantanée pour le zinc total récupérable à partir de la formule suivante qui tient compte de la dureté:

$$\text{conc. de Zn} = e^{(0.83[\ln(\text{dureté})] - 1.95)} \ \mu g \cdot L^{-1}$$

Par exemple, pour une dureté de 50, 100 et 200 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$, la concentration du zinc total récupérable ne devrait jamais dépasser 180, 320 et 570 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement.

3.2.1.20.3 Justification

La toxicité aiguë du zinc pour les organismes aquatiques est modifiée par la dureté, mais non la toxicité chronique (U.S. EPA 1980m). La toxicité du zinc est aussi modifiée par le pH de l'eau ambiante. En général, la toxicité aiguë du zinc est plus faible dans des eaux de dureté élevée et de faible pH (Mount 1966; Holcombe et Andrew 1978). D'autres facteurs environnementaux, y compris les faibles concentrations d'oxygène dissous, pourraient exercer un stress supplémentaire sur le biote aquatique. Les matières organiques diminuent l'apport de zinc chez la truite arc-en-ciel (Ramamoorthy et Blumhagen 1984). Il faudrait toujours prendre en considération l'effet des autres métaux sur la toxicité du zinc; il a été démontré en effet que les toxicités sont soit additives (Brown et Dalton 1970; Marking 1977), soit synergiques (Sprague 1964; Anderson et Weber 1976), selon des facteurs comme la dureté de l'eau.

Le grand intervalle de concentrations qui causent la toxicité aiguë chez les poissons et les invertébrés, allant de 90 $\mu g \cdot L^{-1}$ à 58,1 $mg \cdot L^{-1}$, est attribuable à des facteurs associés à la dureté, à des facteurs biologiques comme l'âge et la taille, à des facteurs physiques et chimiques comme la température, et à des différences entre les espèces biotiques (U.S. EPA 1980m). Dans un essai en système à circulation continue, la CL_{50} de 96 h pour la truite arc-en-ciel (nage libre) est de 0,093 $mg \cdot L^{-1}$ (Chapman 1978). Les 22 valeurs de la CL_{50} de 96 h pour la truite arc-en-ciel rassemblées par l'U.S. EPA (1980m) vont cependant de 0,09 à 7,21 $mg \cdot L^{-1}$. De la même façon, les 32 valeurs de la CL_{50} de 96 h pour la tête-de-boule vont de 0,60 à 35,5 $mg \cdot L^{-1}$. Certains invertébrés sont plus sensibles que les poissons; la CL_{50} de 48 h pour *Daphnia hyalina* est de 0,04 $mg \cdot L^{-1}$ (Baudouin et Scoppa 1974).

En général, la toxicité chronique pour le zinc commence à environ 0,07 $mg \cdot L^{-1}$. La concentration maximale acceptable du toxique dans l'eau douce se situe entre 36,0 et 71,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel (éclosion des alevins d'oeufs non exposés) (Goettl et coll. 1976). La concentration maximale acceptable du toxique pour la tête-de-boule (succès du frai et de l'éclosion, survie de l'alevin) dans l'eau dure (200 $mg \cdot L^{-1}$

Tableau 3-14. Concentrations maximales annuelles au percentile 95 du zinc soluble, recommandées provisoirement par l'EIFAC

Dureté de l'eau ($mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$)	Concentration au percentile 95 ($mg \cdot L^{-1}$)	
	Non-salmonidés (vairons non inclus)	Salmonidés
10	0,3	0,03
50	0,7	0,2
100	1,0	0,3
500	2,0	0,5

Source: Alabaster et Lloyd 1982.

Tableau 3-15. Recommandations pour la qualité de l'eau pour le zinc, proposées par Taylor et Demayo (1980)

Dureté de l'eau ($mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$)	Concentration de zinc ($mg \cdot L^{-1}$)
0-120	0,05
120-180	0,10
180-300	0,20
300	0,30

Source: Taylor et Demayo 1980.

de $CaCO_3$) se situe entre 0,03 et 0,18 $mg \cdot L^{-1}$ (Brungs 1969), alors que la concentration maximale acceptable du toxique pour les oeufs de tête-de-boule dans l'eau douce se situe entre 0,078 et 0,145 $mg \cdot L^{-1}$ (Benoit et Holcombe 1978). Une diminution de 16 % de la reproduction a été observée chez *Daphnia magna* après une exposition de trois semaines à 0,07 $mg \cdot L^{-1}$ (Biesinger et Christensen 1972). L'inhibition de la croissance a commencé chez les algues à 0,03 $mg \cdot L^{-1}$ (Barlett et coll. 1974).

Il y a bioaccumulation du zinc, mais on ne possède aucun indice quant à sa bioamplification. L'accumulation du zinc par les organismes benthiques dépend de l'état trophique (Rabe et Bauer 1977). Les concentrations de zinc sont plus élevées chez les insectes benthiques que chez les poissons, et plus élevées chez les poissons omnivores que chez les espèces piscivores.

La concentration limite de 0,03 $mg \cdot L^{-1}$ est recommandée provisoirement. Elle coïncide avec la concentration mesurée "sans effet" chez la truite arc-en-ciel et la tête-de-boule (0,036 et 0,03 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement) et le début de l'inhibition de la croissance des algues. De plus récentes études, publiées après le dépouillement de la documentation étudiée pour établir cette recommandation, indiquent que le phytoplancton est plus sensible au zinc. Il faudrait considérer ce facteur avant d'appliquer la recommandation à des eaux où il peut y avoir biodisponibilité de zinc (Taylor 1986). Il n'est pas tenu compte dans la recommandation de la dureté de l'eau, car il n'existe pas suffisamment de données pour montrer que la toxicité diminue quand la dureté augmente. Les données sur la tête-de-boule indiquent que les stades de vie sensibles ne seraient pas protégés si la limite recommandée était augmentée.

3.2.2 Paramètres organiques

3.2.2.1 Acroléine

3.2.2.1.1 Recommandation

Les données sont insuffisantes pour permettre d'établir une recommandation pour l'acroléine.

3.2.2.1.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980n) a préparé un document sur les critères de qualité de l'eau ambiante pour l'acroléine, mais les exigences minimales de l'U.S. EPA relatives à la base de données n'ont pas été satisfaites. Par conséquent, il n'existe pas de critère. L'acroléine n'a pas été incluse dans les ouvrages provinciaux ou fédéraux ou de l'EIFAC (Alabaster et Lloyd 1982; CCMRE 1985).

3.2.2.1.3 Justification

L'acroléine a une toxicité aiguë beaucoup plus marquée chez les poissons qu'un grand nombre d'autres herbicides utilisés pour éliminer les mauvaises herbes aquatiques (U.S. EPA 1980n).

Il est impossible d'évaluer la sensibilité relative entre les différentes espèces de poissons et entre les poissons et les invertébrés à cause des différentes méthodes utilisées et de la volatilité de l'acroléine. La valeur la plus basse fournie par l'U.S. EPA (1980n) est de 90 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*). Cependant, on a observé une mortalité de 32 % chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) à une concentration de 48 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans un essai non normalisé (Bartley et Hattrup 1975). Pickering et coll. (1983) ont indiqué des valeurs de CL_{50} de 96 h de 80 et 70 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel et le crapet arlequin respectivement. La valeur de la toxicité aiguë de l'acroléine pour la seule espèce d'invertébré vérifiée, *Daphnia magna*, est de 57 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Macek, Lindberg et coll. 1976).

Il y a peu de différence apparente entre la toxicité aiguë et la toxicité chronique pour l'acroléine. Les valeurs de la toxicité chronique sont de 21 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la tête-de-boule et de 24 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia magna* (U.S. EPA 1980n).

3.2.2.2 Aldrine/dieldrine

3.2.2.2.1 Recommandation

La concentration de dieldrine ne devrait pas dépasser 4 $ng \cdot L^{-1}$ dans l'eau douce.

3.2.2.2.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1976) a établi un critère de 3 $ng \cdot L^{-1}$ pour protéger la vie aquatique en eau douce. Ce critère a ensuite été changé (U.S. EPA 1980o) en un critère moyen sur 24 h et un critère instantané de 1,9 $ng \cdot L^{-1}$ et 2,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement, pour la dieldrine, et en un critère instantané de 3,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'aldrine. La province de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et la CMI (1975) ont fixé un objectif de 1 $ng \cdot L^{-1}$ pour protéger la vie aquatique. La CMI a aussi fixé un objectif de 0,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans les parties comestibles des poissons pour protéger le consommateur humain. Au Manitoba, la concentration de 3,0 $ng \cdot L^{-1}$ pour l'aldrine/di-

eldrine a été remplacée par une concentration limite de 1.9 ng·L^{-1} pour la dieldrine (Williamson 1983).

3.2.2.2.3 Justification

L'aldrine est transformée biologiquement dans l'environnement en une forme plus stable, la dieldrine. Les toxicités de ces deux substances chimiques chez une espèce de poisson donnée sont généralement très similaires.

L'aldrine et la dieldrine sont toxiques pour la vie aquatique en eau douce à faibles concentrations. Il existe des valeurs de toxicité aiguës appropriées pour 19 espèces de poissons et d'invertébrés d'eau douce représentant toutes les principales classifications fonctionnelles et taxinomiques (U.S. EPA 1980o). L'espèce la plus sensible est la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*); la plus faible CL_{50} de 96 h de dieldrine enregistrée pour cette espèce est de 1.1 µg·L^{-1} (Macek et coll. 1969). La valeur de toxicité aiguë moyenne pour cette espèce est de 2.5 µg·L^{-1} (U.S. EPA 1980o). Les invertébrés présentent une large gamme de sensibilités à la dieldrine.

La valeur de la toxicité chronique la plus faible pour la dieldrine est de 0.22 µg·L^{-1} pour la truite arc-en-ciel. Certaines valeurs chroniques pour des insectes larvaires peuvent être inférieures à celles déterminées pour les poissons (U.S. EPA 1980o). Les plantes sont beaucoup plus résistantes.

A cause de sa liposolubilité, la dieldrine se bioamplifie. La dieldrine peut se concentrer dans un organisme jusqu'à excéder la limite létale pour un consommateur. Le facteur de bioconcentration le plus élevé relevé par l'U.S. EPA (1980o) est de 68 286 pour la truite de l'année. La présence de solides en suspension dans les eaux naturelles peut réduire la bioconcentration réelle (Muir et coll. 1980).

La concentration ci-dessous est recommandée pour protéger la commercialisation du poisson comestible au Canada. La méthode décrite par l'U.S. EPA (1985a) a été adoptée. Il appert que le facteur de bioconcentration augmente avec la durée de l'exposition (U.S. EPA 1980o); par conséquent, on a utilisé l'espèce canadienne présentant la plus longue exposition expérimentale à la dieldrine, comme l'a recommandé l'U.S. EPA (1985a). Pour calculer la recommandation, on a utilisé un facteur de bioconcentration de 68 286 pour le touladi (*Salvelinus namaycush*) (U.S. EPA 1980o) qui a une haute teneur en lipides d'environ 11 % (U.S. EPA 1985a), une teneur en lipides normalisée de 11 % pour le poisson d'eau douce (U.S. EPA 1985a), et le seuil d'action toxique de 0.3 mg·kg^{-1} de l'U.S. Food and Drug Administration. La recommandation protégera aussi les espèces aquatiques des toxicités aiguës et chroniques connues.

3.2.2.3 Benzène

3.2.2.3.1 Recommandation (provisoire)

La concentration du benzène ne devrait pas dépasser 0.3 mg·L^{-1}.

3.2.2.3.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980p) a préparé un document sur les critères de qualité de l'eau ambiante pour le benzène, mais il n'existait pas suffisamment de données pour permettre de fixer une limite numérique. Il n'existe pas d'autres recommandations relatives à la vie aquatique.

3.2.2.3.3 Justification

La toxicité aiguë chez six espèces de poissons représentant quatre familles a été vérifiée (U.S. EPA 1980p). Les valeurs de la CL_{50} de 96 h commencent à 5.3 mg·L^{-1} pour la truite arc-en-ciel (DeGraeve et coll. 1982).

Les poissons semblent plus vulnérables que les invertébrés ou les plantes. Les valeurs de toxicité aiguë pour deux espèces de *Daphnia* sont de 380 et 300 mg·L^{-1} (U.S. EPA 1980p). Une réduction du nombre de cellules a été observée chez l'algue *Chlorella vulgaris* à une concentration de 525 mg·L^{-1}.

Il n'existe pas de données sur la toxicité chronique ou sur des facteurs mesurés de bioconcentration permanente.

Bien qu'elles soient limitées, il existe des données de toxicité aiguë portant sur le benzène pour six espèces de poissons incluant les salmonidés et pour deux espèces d'invertébrés. Par conséquent, des recommandations provisoires sont proposées. Etant donné qu'il n'existe pas de données relatives à la toxicité chronique, un facteur arbitraire de 0.05 a été appliqué à la plus faible valeur de toxicité aiguë observée chez une espèce d'eau douce.

3.2.2.4 Chlordane

3.2.2.4.1 Recommandation

La concentration de chlordane ne devrait pas dépasser 6 ng·L^{-1}.

3.2.2.4.2 Sommaire de l'étude de la documentation

En 1976, l'U.S. EPA a fixé une limite de 0.01 µg·L^{-1} pour protéger la vie aquatique. Cette limite a été revue en 1980. Pour protéger la commercialisation du poisson comestible, l'U.S. EPA (1980q) a recommandé que les concentrations de chlordane dans l'eau ne dépassent pas 4.3 ng·L^{-1}. L'U.S. EPA a recommandé que, pour protéger la vie aquatique, la concentration du chlordane dans l'eau soit de 4.3 ng·L^{-1} en moyenne sur 24 h et de 2.4 µg·L^{-1} instantanément (U.S. EPA 1980q). En 1985, l'U.S. EPA a recommandé un changement de la méthode de calcul (U.S. EPA 1985a) qui entraînerait des concentrations plus élevées que celles de 1980.

Le Manitoba (Williamson 1983) a recommandé une limite de 4.3 ng·L^{-1} et l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) ainsi que la CMI (1975), une limite de 60 ng·L^{-1}.

3.2.2.4.3 Justification

La toxicité aiguë du chlordane chez les poissons et les invertébrés d'eau douce apparaît à des concentrations allant de 3 µg·L^{-1} pour la carpe (*Cyprinus carpio*) (Rao et coll. 1975) à 190 µg·L^{-1} pour le guppy (*Poecilia reticulata*) (Henderson et coll. 1959). La plupart des valeurs, y compris celles correspondant à quatre espèces de salmonidés, se situent entre 15 et 60 µg·L^{-1} (U.S. EPA 1980q).

Les résultats d'études en eau courante sur la toxicité aiguë et chronique du chlordane de qualité technique sont dispo-

nibles (Cardwell et coll. 1977). La CL_{50} de 96 h est de 36,9, 47 et 59 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*), l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) respectivement. La CE_{50} de 96 h pour *Daphnia magna* est de 38 $\mu g \cdot L^{-1}$. La concentration la plus faible causant un effet chronique est de 0,32 $\mu g \cdot L^{-1}$. On a observé que cette concentration réduisait la viabilité de l'embryon chez l'omble de fontaine. Des effets sur les invertébrés ont été observés à des concentrations aussi faibles que 1,7 $\mu g \cdot L^{-1}$; cette concentration provoquait la mort des larves de chironomides lors d'une exposition de 25 j. Des valeurs chroniques pour le crapet arlequin (1,6 $\mu g \cdot L^{-1}$) et une espèce d'invertébré (16 $\mu g \cdot L^{-1}$) ont été citées par l'U.S. EPA (1980q). Des concentrations de chlordane supérieures à 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ stimulent notablement la division cellulaire chez *Scenedesmus quadricauda*, une algue verte planctonique commune (Glooschenko et Lott 1977).

Etant donné que le chlordane est une substance chimique très persistante qui s'accumule dans les organismes aquatiques utilisés comme nourriture humaine, les concentrations de chlordane doivent être aussi faibles que possible (U.S. EPA 1976). Lorsque des truites arc-en-ciel juvéniles ont été alimentées de la même façon que les saumons coho pêchés dans le lac Ontario, les concentrations de chlordane ont été multipliées par 10 par rapport aux concentrations chez les poissons soumis à des diètes témoins (Hilton et coll. 1983).

Une recommandation est proposée pour protéger la commercialisation du poisson comestible au Canada. On a adopté la méthode décrite par l'U.S. EPA (1985a). Pour le calcul de la recommandation, on a utilisé un facteur de bioconcentration de 37 800 pour la tête-de-boule qui a une teneur en lipides de 7,6 % (U.S. EPA 1980q), une teneur en lipides normalisée de 11 % pour le poisson d'eau douce (U.S. EPA 1985a), et le seuil d'action toxique de 0,3 $mg \cdot kg^{-1}$ de l'U.S. Food and Drug Administration. En utilisant ces valeurs, une limite de 6 $ng \cdot L^{-1}$ a été calculée. La concentration limite protégera les espèces aquatiques des toxicités aiguës et chroniques connues.

3.2.2.5 Chlorobenzènes

3.2.2.5.1 Recommandation (provisoire)

Les concentrations de chlorobenzènes ne devraient pas dépasser celles données dans le tableau 3-16.

Tableau 3-16. Recommandations pour les chlorobenzènes

Chlorobenzènes		Recommandation ($\mu g \cdot L^{-1}$)
Monochlorobenzène		15
Dichlorobenzène	1,2-	2,5
	1,3-	2,5
	1,4-	4,0
Trichlorobenzène	1,2,3-	0,9
	1,2,4-	0,5
	1,3,5-	0,65
Tétrachlorobenzène	1,2,3,4-	0,10
	1,2,3,5-	0,10
	1,2,4,5-	0,15
Pentachlorobenzène		0,030
Hexachlorobenzène		0,0065

Source: McCarty et coll. 1984.

3.2.2.5.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La recommandation de l'Ontario a servi de base pour l'élaboration des recommandations (McCarty et coll. 1984). La publication du ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) indique que les chlorobenzènes sont des "substances aux limites de tolérance non définies". Il a été recommandé que la concentration du monochlorobenzène ne dépasse pas 15 $\mu g \cdot L^{-1}$, celle du 1,2- et du 1,3-dichlorobenzène, 2,5 $\mu g \cdot L^{-1}$, et enfin celle du 1,4-dichlorobenzène, 4,0 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les limites recommandées pour le 1,2,3-, le 1,2,4- et le 1,3,5-trichlorobenzène sont de 0,90, 0,50 et 0,65 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement, et celles du 1,2,3,4-, du 1,2,3,5- et du 1,2,4,5-tétrachlorobenzène sont de 0,10, 0,10 et 0,15 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement. Il a été recommandé que les concentrations du penta- et de l'hexachlorobenzène ne dépassent pas 30 et 6,5 $ng \cdot L^{-1}$ respectivement. L'U.S. EPA a préparé des documents sur les critères de qualité de l'eau ambiante pour les chlorobenzènes (U.S. EPA 1980r) et les dichlorobenzènes (U.S. EPA 1980s). Les données disponibles étaient insuffisantes pour permettre de fixer des limites.

3.2.2.5.3 Justification

Il y a une relation directe constante entre la toxicité et le degré de chloration du benzène chez les poissons, les invertébrés et les plantes. Le chlorobenzène est le benzène chloré le moins toxique, sa toxicité aiguë commençant à 4,7 $mg \cdot L^{-1}$ (CL_{50} de 96 h) pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) (Dalich et coll. 1982). Les toxicités aiguës des dichlorobenzènes commencent à 1,58 $mg \cdot L^{-1}$ (CL_{50} de 96 h) pour la truite arc-en-ciel (U.S. EPA 1980s). Le pentachlorobenzène est le plus toxique; les toxicités aiguës commencent à 258 $\mu g \cdot L^{-1}$ (CL_{50} de 12 j) pour la truite arc-en-ciel (U.S. EPA 1980r). La toxicité aiguë de l'hexachlorobenzène est difficile à déterminer, car une mortalité aiguë s'observe chez diverses espèces à une concentration égale ou supérieure à la solubilité du composé. La dureté n'influe pas de façon notable sur la toxicité du chlorobenzène (U.S. EPA 1980s).

La position des atomes de chlore sur le noyau benzénique ne semble pas influer sur la toxicité des dichlorobenzènes. Les valeurs de la CL_{50} pour trois espèces de poissons et trois dichlorobenzènes se situent entre 1,12 et 27,0 $mg \cdot L^{-1}$. La truite arc-en-ciel semble un peu plus vulnérable que les espèces de poissons d'eau chaude (U.S. EPA 1980s).

D'après les données disponibles, il n'y a pas de différence marquée entre la vulnérabilité des poissons et celle des invertébrés, bien que les invertébrés soient peut-être légèrement plus résistants (U.S. EPA 1980r). Des données de toxicité aiguë appropriées sont disponibles pour deux espèces d'invertébrés et pour les 1,2-, 1,3- et 1,4-dichlorobenzènes (U.S. EPA 1980s). Les valeurs se situent entre 2,44 et 28,1 $mg \cdot L^{-1}$, sans différences logiquement attribuables à l'emplacement des atomes de chlore ou à la sensibilité des deux espèces.

Il n'existe pas de données sur la toxicité chronique du plus toxique des chlorobenzènes. La toxicité chronique la plus faible observée lors d'une mesure en conditions dynamiques est de 110 $\mu g \cdot L^{-1}$ chez la truite arc-en-ciel au stade embryo-larvaire (Black et coll. 1982). La toxicité chronique chez la tête-de-boule, pour trois dichlorobenzènes, se situait entre 763 et 2000 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980s). Aucun essai de toxicité chronique n'a été effectué sur des invertébrés. La seule espèce d'algue étudiée (*Selenastrum capricornutum*) était moins sensible (en ce qui concerne la croissance et la photosynthèse) que les poissons (Calamari et coll. 1983).

L'Ontario (McCarty et coll. 1984) a élaboré des recommandations basées sur des données d'études de toxicité aiguë (96 h) et chronique (premiers stades de vie) là où les concentrations étaient mesurées. L'interprétation a été facilitée par l'utilisation de données supplémentaires tirées d'études non normalisées. Les relations quantitatives de structure-activité (RQSA) basées sur la toxicité aquatique et l'hydrophobicité (mesurée par le coefficient de partage octanol eau, log P_{oe}) ont servi à l'élaboration des données de toxicité approximatives lorsqu'il y avait peu ou absence de données. McCarty et coll. (1984) ont aussi utilisé la méthode RQSA pour interpréter les données et pour justifier l'élaboration des recommandations.

Il existe une bonne corrélation entre les facteurs de bioconcentration et le degré de substitution du chlore sur le noyau benzénique. Les facteurs de bioconcentration mesurés chez les espèces animales d'eau douce varient ainsi: 72 pour le dichlorobenzène, 182 pour le trichlorobenzène, 1800 pour le tétrachlorobenzène, 3400 pour le pentachlorobenzène et 22 000 pour l'hexachlorobenzène (U.S. EPA 1980r). Le tétrachlorobenzène et le pentachlorobenzène sont beaucoup plus lipophiles que le dichlorobenzène. Aucune recommandation n'a été établie aux Etats-Unis, car on considérait que les données pour chaque composé étaient encore très limitées. La plupart des données de toxicité disponibles étaient basées sur des concentrations calculées plutôt que mesurées (U.S. EPA 1980r).

3.2.2.6 Chloroéthylènes

3.2.2.6.1 Recommandation (provisoire)

La concentration du tétrachloroéthylène ne devrait pas dépasser 260 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les données sont insuffisantes pour permettre d'établir une recommandation pour les dichloroéthylènes et le trichloroéthylène.

3.2.2.6.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA a préparé des documents sur les critères de qualité de l'eau ambiante pour les dichloroéthylènes (U.S. EPA 1980t), le trichloroéthylène (U.S. EPA 1980u) et le tétrachloroéthylène (U.S. EPA 1980v). Les exigences minimales relatives à la base de données de l'U.S. EPA n'ont pas été satisfaites. Par conséquent, aucune limite n'a été fixée. Les chloroéthylènes n'ont pas été inclus dans les recommandations provinciales ou fédérales (CCMRE 1985) ou de l'EIFAC (Alabaster et Lloyd 1982).

3.2.2.6.3 Justification

Il existe une corrélation entre le degré de chloration de l'éthylène et la toxicité. Le tétrachloroéthylène est plus toxique que le dichloroéthylène. La toxicité du trichloroéthylène est intermédiaire entre les toxicités des dichloroéthylènes et du tétrachloroéthylène (U.S. EPA 1980t, u, v).

La position des atomes de chlore sur la molécule de dichloroéthylène ne semble pas influer sur la toxicité aiguë. Les toxicités du 1,1- et du 1,2-dichloroéthylène sont semblables. La plupart des données de toxicité aiguë concernent le 1,1-dichloroéthylène et *Daphnia magna*, la tête-de-boule, et le crapet arlequin. Les résultats d'un essai ont montré que l'invertébré *Daphnia magna* était l'espèce la plus sensible avec une CE_{50} de 11.6 $mg \cdot L^{-1}$, mais les résultats d'un second essai se sont situés dans l'éventail des valeurs observées pour les poissons, soit entre 73.9 et 169.0 $mg \cdot L^{-1}$. La seule algue étudiée, *Selenastrum capricornutum*, était moins sensible au 1,1-dichloroéthylène que les poissons ou les invertébrés (U.S. EPA 1980t).

Les sensibilités des poissons et des invertébrés au trichloroéthylène semblent similaires. Les toxicités aiguës pour deux espèces d'invertébrés, *Daphnia magna* et *D. pulex*, étaient de 64.0 et 45.0 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement. Les toxicités aiguës pour deux espèces de poissons, la tête-de-boule et le crapet arlequin, étaient de 40.7 et 66.8 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement. On a observé une perte d'équilibre chez la tête-de-boule lorsque ce poisson était exposé à une concentration plus faible, soit 21.9 $mg \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980u).

Comparativement aux dichloroéthylènes et au trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène présente une plus grande toxicité aiguë chez les poissons et les invertébrés. Les toxicités aiguës du tétrachloroéthylène chez deux espèces d'invertébrés et trois espèces de poissons varient de 4,8 à 30.84 $mg \cdot L^{-1}$ (U.S. 1980v). La truite arc-en-ciel est la plus sensible des espèces aquatiques. Les CL_{50} de 96 h mesurées lors de deux essais en système à circulation continue étaient de 4.8 et 5.8 $mg \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980v). La tête-de-boule et le crapet arlequin sont à peu près aussi sensibles que l'invertébré *Daphnia magna*. L'algue *Selenastrum capricornutum* est beaucoup plus résistante au tétrachloroéthylène que les poissons ou les invertébrés: on n'a pas observé d'effet à des concentrations atteignant 816 $mg \cdot L^{-1}$.

La toxicité chronique du tétrachloroéthylène est de 840 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la tête-de-boule, la seule espèce étudiée. Il n'existe pas de données définitives de toxicité chronique pour le dichloroéthylène et le trichloroéthylène. Aucun effet chronique n'a été observé chez la tête-de-boule à la plus forte concentration de dichloroéthylène étudiée, soit 2,8 $mg \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980t). Lors d'une extension de l'essai de toxicité aiguë sur cette espèce, on a observé une mortalité additionnelle importante après 96 h; la valeur de la CL_{50} est tombée de 108 $mg \cdot L^{-1}$ après 96 h à 29 $mg \cdot L^{-1}$ après 13 j.

Les facteurs de bioconcentration pour le tétrachloroéthylène, 49 pour le crapet arlequin et 39 pour la truite arc-en-ciel, étaient relativement faibles (U.S. EPA 1980v). Le facteur de bioconcentration pour le trichloroéthylène était de 17 pour le crapet arlequin. Dans chaque cas, la demi-vie tissulaire était inférieure à 1 j (U.S. EPA 1980u, v). Il n'existe pas de données sur la bioconcentration des dichloroéthylènes.

Une recommandation provisoire de 260 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le tétrachloroéthylène est proposée puisqu'il existe des données de toxicité aiguë pour trois espèces de poissons, y compris un salmonidé, et deux espèces d'invertébrés. Etant donné qu'il n'existe pas de données de toxicité chronique pour la truite arc-en-ciel, la valeur aiguë moyenne, 5,28 $mg \cdot L^{-1}$, a été multipliée par un facteur d'application de 0,05.

3.2.2.7 Chlorophénols

3.2.2.7.1 Recommandation

La concentration des chlorophénols ne devrait pas dépasser les limites indiquées au tableau 3-17.

3.2.2.7.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (McKee et coll. 1984) a recommandé que les concentrations du monochlorophénol et des dichlorophénols ne dépassent pas 7 et 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement, valeurs fondées sur le seuil gustatif. Des données sur la toxicité aiguë l'ont amené à recommander des limites de 18, 1 et 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le tri-, le tétra- et le pentachlorophénol respectivement. La CMI (1980) a recommandé que la concentration du pentachlorophénol dans l'eau ne dépasse pas 0,4 $\mu g \cdot L^{-1}$, afin de protéger la vie aquatique; cette valeur est aussi fondée sur des données de toxicité. Le CNRC (1982b) a recommandé l'interdiction totale au Canada du penta- et du tétrachlorophénol ou le remplacement du pentachlorophénol de qualité technique par du tétrachlorophénol ou par des produits purifiés. Le document du CNRC n'indique pas de limites recommandées.

L'U.S. EPA a préparé des documents sur les critères de qualité de l'eau ambiante pour les chlorophénols (U.S. EPA 1980w), le pentachlorophénol (U.S. EPA 1980x), le 2,4-dichlorophénol (U.S. EPA 1980y), et le 2-chlorophénol (U.S. EPA 1980z). Il n'y avait pas suffisamment de données pour répondre aux critères de l'U.S. EPA afin d'établir des limites. Les recommandations de l'U.S. EPA (1976) relatives aux phénols mentionnaient les chlorophénols.

3.2.2.7.3 Justification

La justification se fonde sur la recommandation de l'Ontario (McKee et coll. 1984). Il a été établi que les chlorophénols altéraient le goût des parties comestibles des poissons à des concentrations inférieures à celles auxquelles ils deviennent toxiques pour les organismes aquatiques. La concentration la plus élevée dans l'eau, qui n'altérerait pas le goût de la chair de la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), est évaluée à 1, 23, 35, 45, 52, 60 et 84 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le 2,4-dichlorophénol, le 2,5-dichlorophénol, le 2,6-dichlorophénol, le 4-chlorophénol, le 2,4,6-trichlorophénol, le 2-chlorophénol et le 2,3-dichlorophénol respectivement (Shumway et Palensky 1973). La toxicité aiguë du pentachlorophénol est supérieure au seuil gustatif. Le goût de l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) est altéré lorsque les concentrations de 2,4-dichlorophénol dépassent 0,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Shumway et Palensky 1973).

Tableau 3-17. Recommandations pour les chlorophénols

Chlorophénols	Recommandation[1] ($\mu g \cdot L^{-1}$)
Monochlorophénols	7
Dichlorophénols	0,2
Trichlorophénols	18
Tétrachlorophénols	1
Pentachlorophénol	0,5

[1] Recommandation applicable à tous les isomères de chaque chlorophénol.

Source: McKee et coll. 1984.

En général, la toxicité des chlorophénols augmente lorsque le degré de substitution augmente, mais les valeurs varient beaucoup entre les différents phénols. La valeur de toxicité aiguë dont dispose l'U.S. EPA sont des valeurs de toxicité aiguë pour une espèce d'invertébré, *Daphnia magna*, et pour deux espèces de poissons, la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*). (Les toxicités du pentachlorophénol et du 2-chlorophénol ont été déterminées pour plusieurs autres espèces.) La toxicité aiguë commence à 30 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les poissons, chez la tête-de-boule. Les valeurs observées pour les invertébrés se situent dans l'éventail de valeurs observées chez les poissons (U.S. EPA 1980w). L'U.S EPA (1980w) a conclu qu'il ne convenait pas de fixer une limite unique pour tous les chlorophénols en raison de la grande variabilité de la toxicité de ce groupe de composés.

Le pentachlorophénol semble être plus toxique que tout autre chlorophénol inférieur (moins chloré). Chez les salmonidés, la CL_{50} de 96 h va de 31,8 à 84 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) (Davis et Hoos 1975) et de 44 à 220 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel (Davis et Hoos 1975; IEC Beak Consultants Ltd. 1983). Chez les non-salmonidés, elle va de 20 à 305 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le crapet arlequin (Inglis et Davis 1972; Pruitt et coll. 1977) et de 180 à 600 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la tête-de-boule (Adelman et Smith 1976; Mattson et coll. 1976).

Les espèces d'invertébrés semblent être légèrement moins sensibles au pentachlorophénol que les espèces de poissons; les cladocères *Daphnia magna*, *D. pulex*, *D. cucullata* et l'escargot *Lymnaea acuminata*, dont les CL_{50} sont aussi faibles que 240 et 160 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement, sont les plus sensibles (Canton et Adema 1978; Gupta et Rao 1982). La CL_{50} de 96 h de neuf espèces d'oligochètes exposés à pH 7 et à la température de 10 °C va de 105 à 980 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les oligochètes sont une dizaine de fois plus tolérants en présence de sédiments dans l'eau (Chapman et coll. 1982a, b).

Des données d'essais de toxicité aiguë indiquent que le pentachlorophénol est beaucoup plus toxique à pH acide qu'à pH alcalin. La toxicité pourrait aussi augmenter avec la température (CNRC 1982b).

Des chlorophénols testés, le 2-chlorophénol semble être le moins toxique. Sa CL_{50} de 96 h va de 2,58 à 20,17 $mg \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980z). Une CL_{50} de 96 h de 2,1 mg. L^{-1} a été signalée pour la truite arc-en-ciel (Pulp and Paper Research Institute of Canada 1979). *Daphnia magna* est la moins sensi-

ble des espèces d'invertébrés, sa CL_{50} de 48 h étant de 2.6 mg·L^{-1} (LeBlanc 1980).

La toxicité aiguë individuelle (CL_{50} de 96 h) du 2,4-dichlorophénol va de 1.5 mg·L^{-1} pour le poisson doré (*Carassius auratus*) à 8.3 mg·L^{-1} pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (Birge et coll. 1979; Phipps et coll. 1981). Une CL_{50} de 96 h de 2.8 mg·L^{-1} a été signalée pour la truite arc-en-ciel (Pulp and Paper Research Institute of Canada 1979). Bien que les données soient limitées, les différences entre les poissons et les invertébrés ne semblent pas importantes. La CL_{50} de 48 h de *Daphnia magna* est de 2.6 mg·L^{-1} (LeBlanc 1980). La dureté de l'eau n'influe pas de façon importante sur la toxicité (Birge et coll. 1979). La toxicité diminue quand le pH augmente (Holcombe et coll. 1982).

Les effets à court terme, particulièrement la létalité aiguë, sont modifiés directement par les chlorophénols; les effets observés après 2 à 3 semaines ou sous un régime d'exposition chronique ou à long terme sont modifiés par divers contaminants, notamment les PCDD (CNRC 1982b).

Les données sur les effets chroniques sont limitées. Lors d'un essai sur la tête-de-boule au stade embryo-larvaire, aucun effet nocif n'a été observé à la plus forte concentration de 2-chlorophénol, soit 3.9 mg·L^{-1} (U.S. EPA 1980z). Les valeurs de toxicité chronique pour le 2,4-dichlorophénol et le 2,4,6-trichlorophénol sont de 365 et 720 µg·L^{-1} respectivement pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (U.S. EPA 1980y; Holcombe et coll. 1982). Dans un essai sur la truite arc-en-ciel aux premiers stades de la vie, on a observé que le 2,4-dichlorophénol était toxique à 70 µg·L^{-1} (Holcombe et coll. 1982).

Des essais de toxicité chronique appropriés avec le pentachlorophénol ont été décrits par l'U.S. EPA pour deux espèces d'eau douce: *Daphnia magna* et la tête-de-boule. Les valeurs de la toxicité chronique sont de 240 et 57 µg·L^{-1} respectivement (U.S. EPA 1980x; Holcombe et coll. 1982). La concentration maximale acceptable du pentachlorophénol pour la tête-de-boule dans les eaux du lac Supérieur se situe entre 44.9 et 73.0 µg·L^{-1} (Holcombe et coll. 1982). Les résultats d'un essai sur les premiers stades de vie de la truite arc-en-ciel montrent que le plus faible effet chronique (réduction de la biomasse) s'est produit à 10 µg·L^{-1} à 20 °C et à 20 µg·L^{-1} à 12 °C. L'effet de la même concentration dépend par ailleurs de la température et du régime d'exposition (Hodson et Blunt 1981). La concentration ne produisant aucun effet observable sur la croissance du saumon sockeye (*Oncorhynchus nerka*) est de 1.84 µg·L^{-1} (Webb et Brett 1973).

Les effets délétères sur les plantes aquatiques apparaissent généralement à des concentrations bien supérieures à celles affectant les animaux aquatiques. Cependant, les données sur la toxicité des chlorophénols pour les plantes aquatiques sont très divergentes (Blackman et coll. 1955; Huang et Gloyna 1968; Rosner et coll. 1979).

Rares sont les facteurs de bioconcentration à l'équilibre disponibles pour les chlorophénols, exception faite du 2-chlorophénol et du pentachlorophénol. Les chlorophénols sont rapidement absorbés par les poissons, mais ils sont aussi rapidement évacués (Kobayashi et Akitake 1975; Pruitt et coll. 1977; U.S. EPA 1980x; Saarikoski et Viluksela 1982; Trujillo et coll. 1982). Les poissons accumulent le pentachlorophénol en fonction de sa concentration dans l'eau et de la durée d'exposition (Niimi et McFadden 1982). Les concentrations sont habituellement les plus élevées dans le foie et la vésicule biliaire. Les facteurs de bioconcentration chez le crapet arlequin sont de 214 pour le 2-chlorophénol (U.S. EPA 1980z), et de 10 (muscles) à 350 (foie) pour le pentachlorophénol (Pruitt et coll. 1977). Chez la truite arc-en-ciel, ils ont été estimés à 240 (tout le corps moins le foie et la vésicule biliaire) à exposition constante de 660 ng·L^{-1} de pentachlorophénate de sodium (NaPCP) (Niimi et McFadden 1982). Les facteurs de bioconcentration pour les poissons mesurés dans des eaux contaminées vont jusqu'à 9100 pour la perche (*Perca flavescens*) et 15 000 pour la barbotte brune (*Ictalurus nebulosus*); chez les invertébrés, ils vont de 60 pour un chironome à 5000 pour un escargot; pour l'algue *Cladophora*, le facteur de bioconcentration est inférieur à 400 (Fox et Joshi 1984).

La recommandation de 0.5 µg·L^{-1} est recommandée pour le pentachlorophénol. C'est la toxicité aiguë moyenne la plus basse des salmonidés, 55 µg·L^{-1} pour le saumon coho (Davis et Hoos 1975), qui a servi à établir cette limite, après multiplication par le facteur d'application de 0.01 pour les contaminants persistants. La toxicité aiguë moyenne du saumon sockeye, 68 µg·L^{-1} (Johnson et Finley 1980), et celle du saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*), 70 µg·L^{-1} (Iwama et Greer 1979) sont semblables. Pour la truite arc-en-ciel, la moyenne est de 97 µg·L^{-1} (McKee et coll. 1984). La concentration estimée la plus élevée n'ayant pas d'effet d'inhibition de la croissance chez le saumon sockeye est de 1.61 µg·L^{-1}, et la concentration observée la plus élevée n'ayant pas d'effet est de 1.84 µg·L^{-1} (Webb et Brett 1973). La recommandation de 0.05 µg·L^{-1} devrait donc protéger les poissons de toute inhibition de la croissance (McKee et coll. 1984).

Seules des données de toxicité aiguë existent pour le 2,3,4,6- et le 2,3,5,6-tétrachlorophénol (McKee et coll. 1984). La CL_{50} de 96 h est de 140 et 170 µg·L^{-1} pour le crapet arlequin (Buccafusco et coll. 1981). La concentration recommandée de 1 µg·L^{-1} a été obtenue en multipliant ces valeurs par le facteur d'application de 0.01 pour les produits chimiques persistants.

Le crapet arlequin est l'espèce la plus sensible au 2,4,5- et au 2,4,6-trichlorophénol pour ce qui est des effets aigus, la toxicité aiguë (moyenne géométrique) étant de 379 µg·L^{-1}. Les trichlorophénols ne sont pas considérés comme des produits persistants et McKee et coll. (1984) se servent d'un facteur d'application de 0.05 pour établir la limite recommandée de 18 µg·L^{-1} qui protégerait le poisson des effets de toxicité chronique et préviendrait la contamination de sa chair. Cette limite est inférieure à la moitié du plus faible seuil gustatif.

La limite de 0.2 µg·L^{-1} est recommandée pour les dichlorophénols. Elle est égale à la moitié du seuil gustatif (0.4 µg·L^{-1}) du 2,4-dichlorophénol, l'isomère le plus critique pour ce qui est de l'altération du goût (Shumway et Palensky 1973).

Pour les monochlorophénols, la recommandation de

7 $\mu g \cdot L^{-1}$ est égale à la moitié du plus faible seuil gustatif observé (15 $\mu g \cdot L^{-1}$) (McKee et coll. 1984).

3.2.2.8 DDT

3.2.2.8.1 Recommandation

La concentration du DDT et de ses métabolites ne devrait pas dépasser 1 $ng \cdot L^{-1}$ en eau douce.

3.2.2.8.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La limite de 1 $ng \cdot L^{-1}$ de l'U.S. EPA (1976) a été revue en 1980 de façon à inclure à la fois une moyenne et une valeur instantanée. La limite actuelle de l'U.S. EPA (1980aa) pour le DDT et ses métabolites est de 1,0 $ng \cdot L^{-1}$ pour une moyenne sur 24 h et de 1,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ en tout temps. L'U.S. EPA (1980aa) a utilisé une concentration tissulaire maximale de 0,15 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans les poissons pour calculer les valeurs moyennes dans l'eau qui protégeraient les oiseaux piscivores. La province du Manitoba (Williamson 1983) a recommandé une limite de 1,0 $ng \cdot L^{-1}$. La CMI (1975) et l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) ont recommandé une limite de 3 $ng \cdot L^{-1}$ pour le DDT et ses métabolites afin de protéger la vie aquatique. La CMI (1975) a aussi fixé un objectif de 1,0 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour le poisson entier (poids humide) pour protéger les oiseaux piscivores.

3.2.2.8.3 Justification

Le DDT possède plusieurs métabolites; les deux métabolites que l'on retrouve le plus souvent dans la nature sont le DDD (TDE) et le DDE. La toxicité du DDT est intermédiaire entre celle d'autres pesticides à base d'hydrocarbures chlorés. Il est moins toxique pour les poissons que l'aldrine, la dieldrine, l'endrine et le toxaphène, mais plus toxique que le chlordane, le lindane et le méthoxychlore (U.S. EPA 1980aa).

En général, les invertébrés sont plus sensibles au DDT que les poissons. L'invertébré étudié le plus sensible était l'écrevisse d'une semaine, *Orconectes nais* (U.S. EPA 1980aa). Des données de toxicité aiguë pour le DDT existent pour 18 espèces d'invertébrés d'eau douce. On a noté une large gamme de sensibilité parmi les espèces, les valeurs de toxicité aiguë commençant à 0,18 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Sanders 1972). Des essais de toxicité aiguë sur 24 espèces de poissons d'eau douce ont aussi montré une large gamme de sensibilité, les valeurs de la CL_{50} se situant entre 0,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la perche (*Perca flavescens*) (Marking 1966) et une valeur 300 fois plus grande. On dispose de données de toxicité chronique pour une espèce seulement; la valeur de toxicité chronique pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) est de 0,75 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Jarvinen et coll. 1977).

Les données disponibles pour les plantes indiquent que les effets se manifestent sur une large gamme de concentrations. La concentration la plus faible qui entraîne un effet est de 0,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'espèce *Chlorella* (Sodergren 1968).

Le DDT et ses métabolites sont concentrés par les organismes aquatiques à tous les niveaux trophiques. Le DDT s'introduit dans le réseau alimentaire et est bioamplifié par les organismes du niveau trophique supérieur (Niethammer et coll. 1984). La bioconcentration dans les poissons est beaucoup plus forte sur le terrain que dans les essais au laboratoire; les facteurs de bioconcentration pour les poissons vont de 11 607 à 4 426 666 (Reinert 1970; Miles et Harris 1973).

La recommandation canadienne correspond à celle de l'U.S. EPA (1980aa) qui stipule que, la concentration tissulaire maximale admissible étant fixée à 0,15 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour la protection de la faune, la concentration de DDT dans les eaux naturelles ne doit pas dépasser 1 $ng \cdot L^{-1}$.

3.2.2.9 Dinitrotoluènes

3.2.2.9.1 Recommandation

Les données sont insuffisantes pour permettre d'établir une recommandation pour les dinitrotoluènes.

3.2.2.9.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980ab) a préparé un document sur les critères de qualité des eaux naturelles pour les dinitrotoluènes, mais ses exigences minimales relatives à la base de données n'étaient pas satisfaites. Par conséquent, aucune limite n'a été fixée. On n'a pas trouvé d'autres limites ayant trait à la vie aquatique.

3.2.2.9.3 Justification

Les quelques données disponibles pour les organismes d'eau douce indiquent que le 2,3-dinitrotoluène est cent fois plus toxique pour les poissons et les invertébrés que le 2,4-dinitrotoluène. Les poissons et les invertébrés semblent avoir la même sensibilité. Les valeurs de toxicité aiguë se situent entre 330 et 660 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le 2,3-dinitrotoluène, et entre 31 000 et 35 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le 2,4-dinitrotoluène (U.S. EPA 1980ab). La seule algue étudiée, *Selenastrum capricornutum*, est moins sensible au 2,3-dinitrotoluène que les poissons (U.S. EPA 1978). On a noté une valeur chronique de 230 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980ab) pour le 2,3-dinitrotoluène chez la tête-de-boule aux premiers stades de vie. Il n'existe pas de données relatives à la bioconcentration.

3.2.2.10 Diphénylhydrazine

3.2.2.10.1 Recommandation

Les données sont insuffisantes pour permettre d'établir une recommandation pour la diphénylhydrazine.

3.2.2.10.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980ac) a préparé un document sur les critères de qualité de l'eau ambiante pour la diphénylhydrazine, mais aucune limite n'a été fixée, car les exigences minimales de l'U.S. EPA relatives à la base de données n'étaient pas satisfaites. La diphénylhydrazine n'a pas été incluse dans les recommandations provinciales ou fédérales (CCMRE 1985).

3.2.2.10.3 Justification

Des valeurs de toxicité aiguë existent pour une espèce de poisson et une espèce d'invertébré. Les valeurs pour le crapet arlequin et *Daphnia magna* vont de 270 à 4100 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1978). Il n'existe pas de données sur la toxicité chronique et la bioaccummulation.

3.2.2.11 Endosulfan

3.2.2.11.1 Recommandation

La concentration de l'endosulfan ne devrait pas dépasser 0,02 $\mu g \cdot L^{-1}$.

3.2.2.11.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980ad) a recommandé pour l'endosulfan des limites de 56 $ng \cdot L^{-1}$ (moyenne sur 24 h) et de 0,22 $\mu g \cdot L^{-1}$ (valeur instantanée) qui remplacent la limite antérieure de 3 $ng \cdot L^{-1}$ recommandée pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (U.S. EPA 1976). Le Manitoba recommande également la limite de 56 $ng \cdot L^{-1}$, mais il s'agit toutefois d'une concentration maximale instantanée qui ne doit jamais être dépassée (Williamson 1983). Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) recommande une limite de 3 $ng \cdot L^{-1}$.

3.2.2.11.3 Justification

L'endosulfan est systématiquement un des pesticides les plus toxiques dont on a fait l'étude avec des poissons. Il vient tout de suite après l'endrine dans les études de toxicité aiguë menées avec des insecticides organophosphatés et organochlorés. Pour les espèces d'invertébrés, l'endosulfan est de toxicité intermédiaire parmi les insecticides qui sont des hydrocarbures chlorés (U.S. EPA 1980ad).

Les espèces de poissons sont généralement plus sensibles à l'endosulfan que les espèces d'invertébrés. La toxicité aiguë (CL_{50} de 96 h) se produit à des concentrations se situant entre 1,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) et 4,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Pickering et Henderson 1966; Lemke 1980; Nebeker, McCrady et coll. 1983). La toxicité aiguë pour les invertébrés se produit à des concentrations se situant entre 2,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la perle *Pteronarcys californica* (Sanders et Cope 1968) et 740 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le cladocère *Daphnia magna* (Lemke 1980). L'algue *Chlorella vulgaris* est plus résistante à l'endosulfan que les autres organismes d'eau douce. Il existe des données pour 10 espèces de poissons et d'invertébrés; la toxicité aiguë moyenne pour l'espèce la plus sensible, la truite arc-en-ciel, est de 0,34 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980ad).

En général, la toxicité de l'endosulfan augmente avec la température de l'eau, à la fois pour les poissons et les invertébrés. Une augmentation de toxicité allant du double au triple se produit chez la truite arc-en-ciel quand la température passe d'environ 1,5 °C à environ 10 °C (Macek et coll. 1969; Schoettger 1970). La dureté de l'eau n'a pas d'effet important sur la toxicité de l'endosulfan pour le crapet arlequin (Pickering et Henderson 1966).

Il existe des données sur la toxicité chronique chez les poissons uniquement pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*); la toxicité chronique se produit à 0,28 $\mu g \cdot L^{-1}$. Le rapport toxicité aiguë:toxicité chronique pour ce poisson est de 3. Cinq essais de toxicité chronique menés avec *Daphnia magna* ont donné des résultats à partir de 4,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Macek, Lindberg et coll. 1976; Nebeker et coll. 1980).

Il existe peu de renseignements sur la bioaccumulation de l'endosulfan. Les facteurs de bioconcentration mesurés en microcosme vont de 10^2 à 10^3 pour les invertébrés et de 10^1 à 10^2 pour les poissons (Ali 1978). L'accumulation semble être transitoire, en raison de l'élimination rapide du produit, à tout le moins chez les poissons (CNRC 1976).

La limite recommandée s'inspire de la toxicité aiguë moyenne de 0,34 $\mu g \cdot L^{-1}$ chez la truite arc-en-ciel, l'espèce la plus sensible multipliée par un facteur d'application de 0,05 (U.S. EPA 1980ad). On a choisi le facteur d'application de 0,05, car il n'existe pas de données sur la toxicité chronique pour la truite arc-en-ciel ou pour tout autre salmonidé. (Si la toxicité aiguë moyenne chez la truite arc-en-ciel était divisée par trois, le rapport toxicité aiguë:toxicité chronique chez les poissons, puis multipliée par le facteur 0,2, la recommandation serait la même.)

3.2.2.12 Endrine

3.2.2.12.1 Recommandation

Le concentration de l'endrine dans l'eau ne devrait pas dépasser 2,3 $ng \cdot L^{-1}$.

3.2.2.12.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980ae) recommande des limites de 2,3 $ng \cdot L^{-1}$ (moyenne sur 24 h) et 0,18 $\mu g \cdot L^{-1}$ (valeur instantanée) pour protéger la vie aquatique d'eau douce, limites qui remplacent la limite antérieure de 4 $ng \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1976). La province du Manitoba (Williamson 1983) recommande une concentration maximale instantanée de 2,3 $ng \cdot L^{-1}$, tandis que la province de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et la CMI (1975) recommandent une limite de 2 $ng \cdot L^{-1}$. La CMI (1975) fixe également une limite de 0,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ pour les parties comestibles du poisson, afin de protéger le consommateur humain.

3.2.2.12.3 Justification

Peut-être parce qu'elle est de toxicité aiguë pour les organismes aquatiques, l'endrine a été plus fréquemment étudiée que les insecticides comparables, comme le chlordane, l'heptachlore et l'aldrine. Il existe des données de toxicité aiguë pour 28 espèces, dont une grande gammme d'organismes remplissant habituellement tout un éventail de fonctions au sein des communautés. La plus faible toxicité aiguë moyenne est de 0,15 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la truite fardée (*Salmo clarki*) (Post et Schroeder 1971), mais les moyennes pour la plupart des espèces se situent autour de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980ae). Les données proviennent surtout d'essais effectués en conditions statiques au cours desquels les concentrations du produit toxique ne sont pas mesurées, et constituent donc probablement une sous-estimation de la toxicité réelle.

Toutes les concentrations correspondant à la toxicité aiguë moyenne pour les poissons d'eau douce se situent entre 0,15 et 2,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Henderson et coll. 1959; Post et Schroeder 1971), ce qui indique que la gamme de sensibilité d'une espèce à l'autre chez les poissons est relativement étroite. La plupart des invertébrés étudiés sont beaucoup plus tolérants que les poissons, bien que les perles *Acroneuria pacifica*, *Pteronarcella badia*, *Pteronarcys californica*, *Claassenia sabulosa* soient de sensibilité comparable à celle des pois-

sons (U.S. EPA 1980ae). La tolérance habituellement supérieure des insectes et des groupes assimilés surprend, parce que l'endrine est un insectide efficace.

Les données indiquent par ailleurs que les plantes sont beaucoup plus résistantes que les animaux. La plus faible concentration produisant un effet chez les plantes est de 475 $\mu g \cdot L^{-1}$; il s'agit du seuil où l'on observe une inhibition de la croissance de *Anacystis nidulans* (Batterton et coll. 1971).

Il a été montré que la tolérance à l'endrine augmentait chez plusieurs espèces aquatiques (U.S. EPA 1980ae). Là où il existe des populations résistantes, il y a absence de prédateurs supérieurs. Cela montre que l'acquisition de la résistance désavantage les espèces les plus importantes pour l'homme. Les données sur les populations résistantes n'ont pas été utilisées, car les recommandations doivent également protéger les populations non acclimatées.

Des essais sur toute la durée du cycle de vie menés avec deux espèces de poissons, la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et un poisson tropical (*Jordanella floridae*) (Hermanutz 1978; Jarvinen et Tyo 1978), ont donné comme toxicité chronique des valeurs voisines de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les rapports toxicité aiguë:toxicité chronique sont de 2,2 et de 3,3 respectivement pour ces deux poissons. L'endrine est absorbée rapidement par les organismes aquatiques mais est également éliminée rapidement. Sa courte demi-vie biologique (Jackson 1976) montre que ce produit est différent des pesticides comparables comme le DDT.

Les facteurs de bioconcentration en équilibre dynamique ont été mesurés pour plusieurs espèces d'organismes d'eau douce, dont des algues, des moules et des poissons. Les valeurs sont de 3000 pour les moules et se situent entre 1640 et 15 000 pour les poissons (U.S. EPA 1980ae). Les facteurs de bioconcentration de l'endrine sont relativement bas par rapport à ceux des insecticides comparables comme la dieldrine.

Compte tenu du fait que le niveau d'intervention de l'U.S. Food and Drug Administration est de 0,3 $mg \cdot kg^{-1}$ pour les poissons et les coquillages comestibles, la concentration de l'endrine dans l'eau ne devrait pas dépasser 15 $ng \cdot L^{-1}$, afin de protéger les consommateurs de poissons comestibles d'eau douce, qu'il s'agisse d'animaux ou d'êtres humains (U.S. EPA 1980ae). Afin de protéger la commercialisation des huiles de poisson, la concentration de l'endrine dans l'eau ne devrait pas dépasser 2,3 $ng \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980ae).

3.2.2.13 Esters de phtalate

3.2.2.13.1 Recommandation

Voici les concentrations limites recommandées pour la vie aquatique:

1. DBP: ne doit pas dépasser 4 $\mu g \cdot L^{-1}$;
2. DEHP: ne doit pas dépasser 0,6 $\mu g \cdot L^{-1}$; et
3. autres phtalates: ne doit pas dépasser 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$.

3.2.2.13.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La CMI (1975) et les provinces du Manitoba (Williamson 1983) et de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) ont des limites pour trois catégories d'esters de phtalate: 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le phtalate de di-*n*-butyle (DBP), 0,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le phtalate de di-(2-éthylhexyle) (DEHP) et 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les autres esters de phtalate. Le document justificatif des recommandations de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1979) explique que les deux premiers objectifs ont été fondés sur des données d'exposition chronique pour les daphnidés (l'espèce la plus sensible) et un facteur de sécurité de 0,2. D'autres phtalates que le DBP et le DEHP sont toxiques, mais tant que de plus amples renseignements sur leur toxicité ne seront pas produits, un certain nombre d'organismes recommandent provisoirement une limite de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les recommandations d'Environnement Canada (1983b) relatives à la vie aquatique sont les mêmes que les limites de la CMI. Le CNRC a publié une étude sur les esters de phtalate adaptée particulièrement à l'environnement aquatique canadien, sans toutefois recommander de limite (Pierce et coll. 1981).

L'U.S. EPA (1973) a recommandé une concentration maximale de 0,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour protéger la vie aquatique; cette limite a été recommandée de nouveau en 1976. L'U.S. EPA (1980ap) a étudié les critères relatifs à la qualité de l'eau pour les esters de phtalate, mais n'a pas établi de limite parce que les exigences minimales relatives à la base de données n'avaient pas été satisfaites.

3.2.2.13.3 Justification

Les esters de phtalate constituent un groupe important de composés distincts ne se manifestant pas nécessairement ensemble dans l'environnement aquatique. Les toxicités varient avec l'ester étudié. Il existe des données sur la toxicité aiguë et sur les résidus pour cinq esters, la toxicité chronique pour deux esters, ainsi que sur les plantes pour trois esters (U.S. EPA 1980ap). L'insolubilité dans l'eau des esters d'acides de phtalate rend difficile la détermination de la concentration réelle dans les expériences de toxicologie (Pierce et coll. 1981).

Les valeurs de la toxicité aiguë, à une exception près, dépassent 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980ap); le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) est plus sensible que la tête-de-boule (*Pimephales promelas*), la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) et la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*), avec une CL_{50} de 96 h de 730 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Mayer et Sanders 1973). Les sensibilités des poissons et des invertébrés sont généralement similaires.

Les valeurs de la toxicité chronique pour le phtalate de butylbenzyle et pour le DEHP sont aussi faibles que 220 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (Mayer et Sanders 1973; Mehrle et Mayer 1976; U.S. EPA 1978; Gledhill et coll. 1980). L'espèce la plus sensible est *Daphnia magna*. La concentration de DEHP qui est sans effet sur la truite arc-en-ciel à ses premiers stades de vie se situe entre 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 14 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Mehrle et Mayer 1976).

Les concentrations toxiques pour les espèces d'algues sont semblables aux valeurs de toxicité aiguë pour les espèces d'invertébrés. Les algues semblent être les plus sensibles au phtalate de butylbenzyle (BBP), à l'exception de *Microcystis aeruginosa* qui est résistante (Gledhill et coll. 1980). Les concentrations du phtalate de butylbenzyle toxiques pour les

algues commencent à 110 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Selenastrum capricornutum* (U.S. EPA 1978; Gledhill et coll. 1980).

Bien que les organismes aquatiques puissent accumuler des esters de phtalate lorsqu'ils sont soumis à des expositions continues, il est peu probable que la bioamplification dans les réseaux alimentaires aquatiques soit importante, car la dégradation et l'excrétion par les poissons sont efficaces (Pierce et coll. 1981). Des facteurs de bioconcentration allant de 155 à 886 ont été constatés chez la tête-de-boule pour une exposition au phtalate de di-(2-éthylhexyle) (de 1,9 à 62 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Mayer 1976). Les facteurs de bioaccummulation pour le poisson moustique, l'épinoche à quatre épines, les ménés et le crapet arlequin se trouvent à l'intérieur d'un intervalle comparable (Sanborn et coll. 1975; Veith et Austin 1977; Sodergren 1982). Une fois l'exposition arrêtée, la dépuration semble être rapide. La période du phtalate de di-(2-éthylhexyle) est de 9,7 à 21,6 j chez le crapet arlequin (Mayer 1976); son principal métabolite a une période de six jours seulement (Pierce et coll. 1981).

3.2.2.14 Ethers halogénés

3.2.2.14.1 Recommandation

Les données sont insuffisantes pour permettre d'établir une recommandation pour les éthers halogénés.

3.2.2.14.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980ag) a préparé un document sur les critères de la qualité de l'eau ambiante pour les éthers halogénés, mais n'a pas recommandé de limites, car ses exigences minimales relatives à la base de données n'avaient pas été satisfaites. Aucune autre recommandation ayant trait à la vie aquatique n'a été trouvée.

3.2.2.14.3 Justification

Les seules données de toxicité existant pour les éthers halogénés autres que les éthers chloroalkyliques ont trait au 1-phénoxy-4-bromobenzène pour trois espèces d'eau douce, soit le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et *Daphnia magna*. Le cladocère *Daphnia magna* est le plus sensible, la concentration correspondant à la toxicité aiguë étant de 360 $\mu g \cdot L^{-1}$. La toxicité aiguë pour le crapet arlequin, seul poisson étudié, est de 4,94 $mg \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1978). La valeur de 122 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la tête-de-boule est la seule toxicité chronique signalée par l'U.S. EPA (1978).

3.2.2.15 Ethylbenzène

3.2.2.15.1 Recommandation (provisoire)

La concentration de l'éthylbenzène ne devrait pas dépasser 0,7 $mg \cdot L^{-1}$.

3.2.2.15.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980af) a préparé un document sur les critères de la qualité de l'eau ambiante pour l'éthylbenzène, mais les données étaient insuffisantes pour permettre de fixer des limites. Aucune autre recommandation ayant trait à la vie aquatique n'a été trouvée.

3.2.2.15.3 Justification

Les données sur la toxicité de ce produit pour quatre espèces de poissons et une espèce de daphnie ont été résumées par l'U.S. EPA (1980af), mais il existe des données supplémentaires sur sa toxicité aiguë (Johnson et Finley 1980; Buccafusco et coll. 1981). L'espèce la plus sensible est la truite arc-en-ciel, pour laquelle la toxicité aiguë se situe à 14,0 $mg \cdot L^{-1}$ (Johnson et Finley 1980).

Il n'existe pas de données définitives sur la toxicité chronique de l'éthylbenzène. On n'a pas constaté d'effets nocifs chez la tête-de-boule à la plus haute concentration étudiée, soit 440 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1978).

L'algue étudiée, *Selenastrum capricornutum*, est beaucoup plus résistante que les espèces animales étudiées. Aucun effet n'a été observé à des concentrations atteignant 438 $mg \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1978). Il n'existe pas de données sur la bioconcentration et la demi-vie biologique de l'éthylbenzène.

La recommandation provisoire formulée provient de la multiplication de la toxicité aiguë de l'espèce la plus sensible, la truite arc-en-ciel, par le facteur d'application de 0,05 (Johnson et Finley 1980).

3.2.2.16 Heptachlore

3.2.2.16.1 Recommandation

La concentration dans l'eau de l'heptachlore et de l'époxyheptachlore ne devrait pas dépasser 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$.

3.2.2.16.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980ah) a recommandé pour l'heptachlore des limites de 3,8 $ng \cdot L^{-1}$ (moyenne sur 24 h) et de 0,52 $\mu g \cdot L^{-1}$ (valeur instantanée) qui remplacent la limite antérieure de 1 $ng \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1976). La limite de la CMI (1977) pour les Grands lacs, 1 $ng \cdot L^{-1}$ pour l'heptachlore et l'époxyheptachlore, est semblable à celle de l'Ontario, bien que l'heptachlore soit listé par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) comme un pesticide ne servant pas activement dans la province. La province du Manitoba a remplacé sa limite pour l'heptachlore, qui était de 5 $ng \cdot L^{-1}$, par la limite de 3,8 $ng \cdot L^{-1}$ (Williamson 1983). La CMI (1977) recommande également que la somme de la concentration de l'heptachlore et de l'époxyheptachlore ne dépasse pas 0,3 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans les portions comestibles du poisson, afin de protéger le consommateur humain.

3.2.2.16.3 Justification

La toxicité aiguë de l'heptachlore pour 10 espèces d'invertébrés et 8 espèces de poissons a été étudiée (U.S. EPA 1980ah). Les résultats proviennent d'essais menés en conditions statiques et pour lesquels les concentrations n'ont pas été mesurées. Les poissons sont généralement moins sensibles que les invertébrés. La plus faible CL_{50} de 96 h pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) est de 10,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Macek et coll. 1969), et la plus faible pour la perle *Pteronar-*

cella badia est de 0,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Sanders et Cope 1968). Une exposition de durée accrue (de 96 h plutôt que 24 h) peut augmenter considérablement la toxicité de l'heptachlore pour les invertébrés; l'effet n'est pas aussi prononcé que dans les essais menés avec les poissons. Le peu de données existantes indiquent que la sensibilité des algues est semblable à celle des invertébrés et des poissons.

Bien que les toxicités relatives de l'heptachlore et d'autres pesticides aient été comparées dans plusieurs études, il n'en ressort aucune relation nette. La dureté de l'eau a peu d'effet sur la toxicité de l'heptachlore pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (U.S. EPA 1980ah). Des études menées sur l'effet de la température ne font ressortir aucune tendance nette; la toxicité du produit pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) augmente avec la température (Bridges 1965), mais elle ne change pas pour la peine chez la truite arc-en-ciel (Macek et coll. 1969).

Il n'existe des données sur la toxicité chronique que pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*). Cette espèce est moins sensible dans les essais de toxicité aiguë que certaines espèces de poissons et d'invertébrés. La toxicité chronique se produit à une concentration de 1,26 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Macek, Lindberg et coll. 1976).

L'heptachlore est un produit persistant dans l'environnement aquatique. Les facteurs de bioconcentration sont de 9500 pour l'heptachlore et de 14 400 pour l'époxyheptachlore chez la tête-de-boule (Veith et coll. 1979). Compte tenu du fait que le niveau d'intervention de la U.S. Food and Drug Administration est de 0,3 $mg \cdot kg^{-1}$ pour la chair de poisson comestible, en présumant que la teneur en lipides est de 15 % et en appliquant un facteur de bioconcentration normalisé de 5222, la concentration moyenne de l'heptachlore dans l'eau douce ne devrait pas dépasser 3,8 $ng \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980ah).

Pour établir la recommandation canadienne, nous avons recalculé la concentration dans l'eau douce recommandée par l'U.S. EPA (1980ah) en vue de protéger la commercialisation du poisson comestible. Pour établir ses limites (1985a), l'U.S. EPA recommande de présumer que la teneur en lipides du poisson d'eau douce est de 11 %. D'après la méthode de l'U.S. EPA (1985a), la concentration du produit dans l'eau douce ne devrait donc pas dépasser 10 $ng \cdot L^{-1}$. La recommandation peut aussi être calculée d'après des données de toxicité. L'heptachlore étant un produit persistant, le facteur à appliquer est de 0,01. La CL_{50} de l'espèce la plus sensible, une perle, est de 0,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980ah). [Cette valeur semble raisonnable, car la toxicité aiguë de l'heptachlore pour trois espèces de perles est comparable (de 0,9 à 2,8 $\mu g \cdot L^{-1}$).] Cette concentration limite obtenue des données de toxicité aiguë est essentiellement la même que celle qui a été calculée pour protéger la commercialisation du poisson comestible.

3.2.2.17 Herbicides phénoxy

3.2.2.17.1 Recommandation

La concentration de l'ester de 2,4-D ne devrait pas dépasser 4,0 $\mu g \cdot L^{-1}$.

3.2.2.17.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Le CNRC a publié deux documents sur l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D). Le plus récent (CNRC 1984a) traite des questions courantes sur la toxicité et les doses du 2,4-D pour l'espèce humaine; il ne traite pas de la toxicité pour la vie aquatique ou la faune. Un document antérieur (CNRC 1979b) traite de la toxicologie et de la bioconcentration du 2,4-D dans les systèmes aquatiques. Ces documents ne contiennent pas de recommandation.

La province de l'Ontario a établi une limite de 4,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'ester du butoxyéthanol (BEE) du 2,4-D (Ontario Ministry of the Environment 1984). Les limites de toxicité de cet ester pour les poissons ont été étudiées par Mount et Stephan (1976).

L'U.S. EPA (1976) n'a pas établi de limite pour protéger la vie aquatique; le 2,4-D n'a pas été inclu dans les 64 critères relatifs à la qualité de l'eau ambiante publiés par l'U.S. EPA en 1980.

3.2.2.17.3 Justification

Pour les poissons et les invertébrés sensibles, les valeurs de la CL_{50} de 24 h et 48 h de certains esters (PGBE, BEE, isopropyle) sont inférieures à 1 $mg \cdot L^{-1}$ (CNRC 1979b). Les esters PGBE étaient généralement les plus toxiques pour les crustacés, suivis des esters BEE. La CL_{50} de 96 h pour le saumon [alevin de la grosseur du doigt du sockeye (*Oncorhynchus nerka*), alevin du coho (*O. kisutch*) et alevin du saumon rose (*O. gorbuscha*)] exposé à l'ester BEE du 2,4-D est d'environ 0,45 $mg \cdot L^{-1}$; cependant, aucune mortalité ni détresse n'ont été observées chez les alevins de la grosseur du doigt du sockeye exposés à 200 $mg \cdot L^{-1}$ de l'acide 2,4-D pendant 168 h (Martens et coll. 1980). Une réponse nette au stress, mise en relief par une hypertrophie interrénale, a été observée chez l'alevin du sockeye exposé à 0,3 $mg \cdot L^{-1}$ de l'ester BEE du 2,4-D pendant 96 h (McBride et coll. 1981). Une limite de toxicité de 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'ester BEE a été recommandée par Mount et Stephan (1976) en vue de protéger les poissons.

On présume habituellement que l'hydrolyse rapide de l'ester réduit au minimum la durée d'exposition de la faune aquatique aux esters. Les taux de l'hydrolyse de l'ester peuvent cependant être ralentis par le froid et l'acidité. L'emploi d'esters toxiques dans des eaux froides ou acides présente un risque accru (voir la section 6.3.15.3.1.4).

L'acide et le sel d'amine sont de toxicité beaucoup plus faible: les CL_{50} de 24 h et 48 h peuvent dépasser 50 $mg \cdot L^{-1}$ ou 100 $mg \cdot L^{-1}$ pour différentes espèces de poissons (CNRC 1979b). Par conséquent, le risque potentiel pour les poissons diminue énormément avec l'utilisation des esters sous ces formes.

Les cellules d'algue ne semblent pas être très sensibles au 2,4-D (CNRC 1979b). Dans divers essais, des espèces d'algues communes n'ont montré aucun effet lorsqu'elles ont été exposées à 2 $mg \cdot L^{-1}$. Aucune baisse de la productivité ne s'est manifestée chez les populations de phytoplancton naturel exposées à 1 $mg \cdot L^{-1}$ de l'acide libre de 2,4-D (CNRC 1979b).

Les effets secondaires des applications directes faites en vue de combattre les mauvaises herbes aquatiques peuvent être plus importants que la toxicité directe. L'élimination de plantes aquatiques par des applications de 2,4-D pourrait réduire la disponibilité des aliments et des abris pour un grand nombre d'invertébrés et de poissons. La décomposition des macrophytes aquatiques pourrait produire des substances nutritives risquant de déclencher une prolifération d'algues. La demande d'oxygène augmenterait avec la décomposition par les bactéries des plantes mortes. Si l'épuisement d'oxygène est important, on pourrait observer une mortalité des poissons et des organismes benthiques. Une augmentation de l'anhydride carbonique et une diminution du pH peuvent aussi se produire. Les applications d'herbicide faites au début de la période de croissance avant que la biomasse végétale ne parvienne à son maximum, alors que l'activité est donc maximale, réduiraient les risques de dégradation de la qualité de l'eau.

Les effets secondaires anticipés peuvent ne jamais se produire. Les conséquences de l'application de l'amine et de l'ester de 2,4-D dans deux étangs expérimentaux contenant du myriophylle blanchissant (*Myriophyllum spicatum*) ont été étudiées pendant 2 ans. Bien que le taux d'application de ces formes de 2,4-D permettait d'établir des concentrations nominales de 1 $mg \cdot L^{-1}$, les concentrations véritables étaient bien inférieures à cette dernière au cours de l'étude. On n'a observé aucun effet important sur le phytoplancton, le zooplancton, l'oxygène dissous ou les substances nutritives. Au cours des premiers jours de la première année de traitement, on a observé une mortalité parmi les alevins du meunier noir (*Catostomus commersoni*). Suite à la chute des lits de myriophylle, les populations de bactéries ont augmenté et les oligochètes ont dominé la communauté benthique (Nagy et coll. 1985).

Des faibles pH et des températures élevées peuvent avoir un effet sur la toxicité du 2,4-D. Les effets synergiques d'autres pesticides sur les herbicides phénoxy sont mal connus, bien que l'absorption du 2,4-D par la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) puisse être augmentée en présence de concentrations sublétales de l'insecticide carbamate carbaryl (Statham et Lech 1976).

Des applications à court terme de 2,4-D peuvent altérer la chair du poisson. La chair de la truite arc-en-ciel exposée à 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ du sel de diméthylammonium du 2,4-D a été altérée pendant au moins 7 j après l'application, bien qu'elle ne contenait pas de concentrations mesurables du produit chimique après le premier jour (Folmar 1980).

Une recommandation de 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'ester du 2,4-D est recommandée d'après Mount et Stephan (1976) et d'après les données résumées dans le rapport du CNRC (1979b) qui indique que le PGBE est plus toxique pour les invertébrés que le BEE.

3.2.2.18 Hexachlorobutadiène

3.2.2.18.1 Recommandation

La concentration de l'hexachlorobutadiène ne devrait pas dépasser 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$.

3.2.2.18.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Environnement Canada (1983a) a proposé la recommandation de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ en vue de protéger la vie aquatique. La province du Manitoba a aussi adopté cette limite de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Williamson 1983).

L'U.S. EPA (1980ai) a préparé un document sur les critères de qualité de l'eau ambiante pour l'hexachlorobutadiène, mais n'a pas recommandé de limite, étant donné que ses exigences minimales relatives à la base de données n'avaient pas été satisfaites. Aucune autre recommandation n'a été trouvée.

3.2.2.18.3 Justification

L'hexachlorobutadiène est de toxicité aiguë pour les espèces de poissons et d'invertébrés sur une gamme relativement étroite allant de 90 à 326 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980ai). Les espèces étudiées incluent l'escargot *Lymnaea stagnalis*, la tête-de-boule (*Pimephales promelas*), la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) et le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*). L'hexachlorobutadiène est de toxicité chronique chez la tête-de-boule à une concentration de 9,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980ai; Ahmad et coll. 1984). Un changement physiologique se produit dans le sang de l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) à des concentrations aussi basses que 3,43 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Laska et coll. 1978). Les facteurs de bioconcentration mesurés expérimentalement pour les animaux aquatiques vont de 29 chez l'achigan à grand bouche à 6988 chez la tête-de-boule (U.S. EPA 1980ai; Ahmad et coll. 1984). Le facteur de bioconcentration chez l'algue verte *Oedogonium cardiacum* est de 160 (Laseter et coll. 1976). Les facteurs de bioconcentration calculés à partir de données mesurées sur le terrain vont jusqu'à 5700 (Environnement Canada 1983a). La bioamplification ne semble pas être importante, probablement parce que l'élimination du produit est relativement rapide (Environnement Canada 1983a).

La concentration de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ proposée par Environnement Canada (1983a) est recommandée. Elle se base sur la concentration chronique moyenne connue de 9,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les poissons, laquelle est multipliée par le facteur d'application de 0,01 par suite de l'insuffisance des données qui empêche d'établir une concentration sûre (Environnement Canada 1983a).

3.2.2.19 Hexachlorocyclohexanes

3.2.2.19.1 Recommandation

La concentration totale des isomères de l'hexachlorocyclohexane ne devrait pas dépasser 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$.

3.2.2.19.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La province de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) a établi une limite de 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$. La concentration maximale de 0,02 $\mu g \cdot L^{-1}$ a été proposée récemment par la CMI (1986) pour les isomères totaux de l'hexachlorocyclohexane. Le Manitoba a recommandé une limite de 0,08 $\mu g \cdot L^{-1}$ comme concentration maximale instantanée (Williamson 1983). Les critères de qualité de l'eau ambiante pour l'hexachlorocyclohexane publiés par l'U.S. EPA (1980aj)

font état d'un maximum instantané et d'une moyenne sur 24 h de 2,0 et de 0,08 $\mu g \cdot L^{-1}$. Ces limites remplacent la recommandation antérieure (U.S. EPA 1976) de 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$.

3.2.2.19.3 Justification

En général, les espèces de poissons d'eau chaude semblent plus tolérantes au lindane que les salmonidés d'eau froide. La CL_{50} de 96 h pour la truite brune (*Salmo trutta*), l'espèce la plus sensible, est de 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Macek et McAllister 1970). La toxicité aiguë (CL_{50} de 96 h) va, chez les salmonidés, de 2 à 50 $\mu g \cdot L^{-1}$, et atteint 152 $\mu g \cdot L^{-1}$ chez les espèces d'eau chaude (Henderson et coll. 1959). L'U.S. EPA (1980aj) a compilé des données sur la toxicité aiguë du lindane pour 7 espèces d'invertébrés et 15 espèces de poissons.

Les invertébrés présentent une gamme relativement grande de sensibilité aiguë au lindane (isomère γ). La CL_{50} de 96 h des crustacés les plus sensibles va de 10 à 15 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Asellus brevicaudus* et *Gammarus fasciatus* (Sanders 1972), et de 35 à 65 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *G. lacustris* (Sanders 1969). Les têtards de la grenouille *Pseudacris triseriata* et du crapaud *Bufo woodhousii* sont plus résistants que les poissons d'eau chaude. Bien qu'il n'existe des données que pour une seule algue, *Scenedesmus acutus*, les plantes aquatiques semblent être beaucoup moins sensibles que les poissons (U.S. EPA 1980aj).

Il existe des valeurs de la toxicité chronique du lindane pour quatre espèces d'invertébrés (U.S. EPA 1980aj). D'après des essais sur toute la durée du cycle de vie, la toxicité chronique du lindane pour le moucheron *Chironomus tentans* et pour le gammare *Gammarus fasciatus* est de 3,3 et 6,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement. Les valeurs de la toxicité chronique pour la tête-de-boule et pour *Daphnia magna* sont extrêmement semblables, soit 14,6 et 14,5 $\mu g \cdot L^{-1}$. Le moucheron est l'espèce la plus sensible; la plus haute concentration de lindane qui ne produit pas d'effet nocif observable est de 2,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Macek, Buxton et coll. 1976).

Les facteurs de bioconcentration du lindane vont de 35 à 486 pour diverses espèces de poissons (U.S. EPA 1980aj). On ne pense pas qu'il y ait bioamplification du lindane puisqu'il est éliminé rapidement (Rodgers et coll. 1983).

C'est la limite de 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$ établie par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1979) qui est recommandée. Cette limite est calculée à partir du facteur d'application expérimental de 0,01 pour les invertébrés et à partir de la CL_{50} de 96 h de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les perles (Snow 1958; Cope 1965). Le facteur d'application est fondé sur les toxicités aiguë et chronique du moucheron déterminées par Macek, Buxton et coll. (1976).

3.2.2.20 Hexachlorocyclopentadiène

3.2.2.20.1 Recommandation

Les données sont insuffisantes pour permettre d'établir une recommandation pour l'hexachlorocyclopentadiène.

3.2.2.20.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980ak) a préparé un document sur les critères de la qualité de l'eau ambiante pour l'hexachlorocyclopentadiène, mais n'a pas établi de limite car ses exigences minimales relatives à la base de données n'avaient pas été satisfaites. Aucune autre recommandation ayant trait à l'hexachlorocyclopentadiène n'a été trouvée.

3.2.2.20.3 Justification

Dans des essais de détermination de la toxicité aiguë menés en conditions statiques, la CL_{50} allait de 39 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour *Daphnia magna* à 180 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (U.S. EPA 1980ak). Dans un essai en système à circulation continue pendant lequel on mesurait la concentration du produit, la toxicité pour la tête-de-boule était de 7,0 $\mu g \cdot L^{-1}$, ce qui est inférieur au résultat de l'essai en conditions statiques (Spehar et coll. 1979). L'effet de la dureté de l'eau sur la toxicité du produit, s'il y en a un, est très faible.

La toxicité chronique de l'hexachlorocyclopentadiène pour la tête-de-boule est de 5,2 $\mu g \cdot L^{-1}$, soit légèrement moins que la concentration létale pour cette espèce. Pour les poissons, un facteur de bioconcentration inférieur à 11 a été signalé (Spehar et coll. 1979).

3.2.2.21 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

3.2.2.21.1 Recommandation

Les données sont insuffisantes pour permettre d'établir des recommandations pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques.

3.2.2.21.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980ar, as) a préparé des documents sur les critères de qualité de l'eau ambiante pour le fluoranthène et les hydrocarbures aromatiques polycycliques avec au moins trois cycles, mais n'a pas eu suffisamment de données pour établir des limites. La CMI (1983) a recommandé que la concentration de benzo[a]pyrène dans les sédiments ou dans les organismes servant de source alimentaire pour les poissons ne dépasse pas 1,0 $\mu g.g^{-1}$ et que sa concentration dans l'eau devrait être inférieure à 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$, cette dernière valeur s'inspirant du seuil pour l'eau potable établi par l'Organisation mondiale de la santé (OMS 1984). La CMI a aussi fait observer que d'autres hydrocarbures aromatiques polycycliques (3 à 5 cycles) sont cancérogènes et qu'ils sont susceptibles de soulever autant de préoccupations, sinon davantage. Aucune autre recommandation relative aux hydrocarbures aromatiques polycycliques n'a été trouvée, bien que le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) les décrive comme "substances with undefined tolerance limits" (des substances aux limites de tolérance non définies). Le CNRC (1984b) a préparé un document sur des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'environnement aquatique: formation, sources, devenir et effets sur le biote aquatique, sans toutefois recommander de limite.

3.2.2.21.3 Justification

On possède des données sur la toxicité aiguë du fluoranthène pour un poisson et une espèce d'invertébrés (U.S. EPA 1980as). Le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) est

plus sensible au fluoranthène que le cladocère *Daphnia magna*. La CL_{50} de 96 h pour le crapet arlequin est de 3,98 mg·L^{-1} et la CL_{50} de 48 h pour le cladocère est de 325 mg·L^{-1} (U.S. EPA 1978). La CE_{50} de 96 h pour l'algue *Selenastrum capricornutum* est de 54,4 mg·L^{-1} (U.S. EPA 1978).

D'après l'U.S. EPA (1980ar), il n'existait aucun essai normalisé de toxicité en eau douce pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques autres que le fluoranthène (U.S. EPA 1980as). Les hydrocarbures aromatiques polycycliques à plus forte masse moléculaire n'étaient pas considérés comme hautement toxiques (CNRC 1984b); par exemple, la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) a résisté à l'injection d'un maximum de 30 mg·kg^{-1} de benzo[a]pyrène (Gerhart et Carlson 1978). Dans des essais de toxicité effectués en écoulement continu sur des stades embryo-larvaires de la truite arc-en-ciel et de l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*), la CL_{50} pour le phénanthrène a été de 0,04 mg·L^{-1} et 0,18 mg·L^{-1} respectivement (Black et coll. 1983). En présence de lumière solaire, l'anthracène est de toxicité aiguë pour les poissons à des concentrations d'environ 12 µg·L^{-1} (Bowling et coll. 1983). Des anomalies histologiques et squelettiques ont été observées chez les alevins de la truite arc-en-ciel élevés dans des concentrations aqueuses contenant aussi peu que 0,08 µg·L^{-1} de benzo[a]pyrène (Hose et coll. 1984).

Le benzo[a]pyrène est très lipophile et sa bioconcentration peut être très élevée dans certains organismes aquatiques. Il se concentre dans les tissus des organismes inférieurs comme l'escargot, mais peut être dégradé par des organismes supérieurs (Hallett et Brecher 1984). Les facteurs de bioconcentration du benzo[a]pyrène varient de 930 pour le poisson moustique (*Gambusia affinis*) à 134 240 pour *Daphnia pulex* (Lu et coll. 1977). Les facteurs de bioconcentration pour l'anthracène atteignent un maximum de 3500 pour l'éphémère *Hexagenia* sp. (Herbes 1976).

La métabolisation qui empêche la bioaccummulation dans les organismes supérieurs convertit un grand nombre d'hydrocarbures aromatiques polycycliques précancérogènes en leur forme finale cancérogène. On a observé que des mélanges d'hydrocarbures aromatiques polycycliques, dont le benzo[a]pyrène, créaient des tumeurs chez les poissons, à des concentrations précises toutefois inconnues (CMI 1983).

L'effet des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur les plantes aquatiques est variable. Aux concentrations se situant dans l'intervalle de 10 à 96 % de la saturation (allant jusqu'à 14 mg·L^{-1}), le naphtalène a stimulé la croissance de *Anabaena flos-aquae*, le pyrène n'avait aucun effet et le phénanthrène, le fluorène, le chrysène et le benz[a]anthracène ont inhibé sa croissance (Bastian et Toetz 1982). Les composés aromatiques polycycliques provenant des effluents de la conversion du charbon ont inhibé la photosynthèse à court terme chez l'algue *Selenastrum capricornutum* (Giddings 1979).

3.2.2.22 Monophénols et diphénols

3.2.2.22.1 Recommandation

La concentration des phénols totaux ne devrait pas dépasser 1 µg·L^{-1} afin d'empêcher une altération de la chair du poisson.

3.2.2.22.2 Sommaire de l'étude de la documentation

En Amérique du Nord, des recommandations pour les dérivés phénoliques ont été établies afin d'empêcher la contamination de la chair du poisson. La limite de l'U.S. EPA (1976) pour les phénols est de 1 µg·L^{-1}. En 1980, l'U.S. EPA n'a pas fixé de limite, mais indique que les toxicités aiguë et chronique étaient de 10,2 et 2,56 mg·L^{-1} respectivement (U.S. EPA 1980al). Le Manitoba (Williamson 1983) et l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) recommandent une limite de 1 µg·L^{-1} pour les phénols. Il existe un document-critère de l'U.S. EPA (1980am) pour le 2,4-diméthylphénol, mais les données étaient insuffisantes pour permettre l'établissement d'une limite.

L'EIFAC (Alabaster et Lloyd 1982) a établi des limites provisoires pour la protection des poissons d'eau douce européens. Afin d'assurer la survie à long terme des salmonidés en présence de déchets phénoliques, la concentration des phénols, crésols ou xylénols ne devrait pas dépasser 1,0 mg·L^{-1}, individuellement ou collectivement. Lorsque le 2,5-xylénol est le principal constituant, la concentration ne devrait pas dépasser 0,5 mg·L^{-1}. A une température inférieure à 5 °C, les limites peuvent devoir être réduites de moitié pour garantir la survie du poisson. La concentration des phénols, crésols ou xylénols ne devrait pas dépasser 2,0 mg·L^{-1} lorsque seuls les non-salmonidés sont présents, à condition que l'oxydation de ces produits chimiques ne produise pas une réduction nuisible de la concentration d'oxygène dissous dans l'eau. Lorsque la température est inférieure à 5 °C, il est recommandé de diminuer de moitié les concentrations pour assurer la survie des poissons. Afin de prévenir la contamination de la chair du poisson commercial, la concentration des xylénols ne devrait pas dépasser 0,5 mg·L^{-1}.

3.2.2.22.3 Justification

La toxicité des composés phénoliques varie largement avec l'organisme étudié, la concentration d'oxygène dissous et la température (Alabaster et Lloyd 1982). Les premières données sur les composés phénoliques sont résumées dans divers documents-critères (McKee et Wolf 1963; U.S. EPA 1973, 1976). Depuis, des données sur les substances phénoliques de plus grand intérêt, comme les chlorophénols et les nitrophénols (voir les sections 3.2.2.7 et 3.2.2.24), ont été résumées dans d'autres documents de l'U.S. EPA. On résume au tableau 3-18 les données récentes sur la toxicité aiguë des autres monophénols et diphénols, données utilisées pour établir la justification canadienne.

Les toxicités aiguës (CL_{50} de 48 h) du phénol et du bêta-naphtol pour les invertébrés commencent à 7,7 mg·L^{-1} et 0,85 mg·L^{-1} respectivement (Lewis 1983; Millemann et coll. 1984). La CL_{50} de 96 h du 2,4-diméthylphénol pour *Daphnia magna* est de 2,12 mg·L^{-1} (U.S. EPA 1978).

Les CL_{50} de 96 h du phénol et du 2,4-diméthylphénol chez la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) sont de 28,5 mg·L^{-1} et 16,8 mg·L^{-1} respectivement (Phipps et coll. 1981). Les résultats de Ruesinck et Smith (1975) pour le phénol et la même espèce sont de 36 mg·L^{-1} et 24 mg·L^{-1} pour les mâles et les femelles respectivement. Les résultats d'essais effectués par l'U.S. EPA (1978) sont plus élevés (68 mg·L^{-1}).

Tableau 3-18. Valeurs récentes de la toxicité aiguë du phénol

Espèce	Produit chimique	Méthode[1]	Temps	CL_{50} ($mg \cdot L^{-1}$)	Source
AMPHIPODES					
Gammarus minus	Bêta-naphthol	S, M	48 h	0,85	Millemann et coll. 1984
	Phénol	S, M	48 h	37,4	Millemann et coll. 1984
CHIRONOMIDES					
Chironomus tentans (Moucheron)	Bêta-naphthol	S, M	48 h	4,32	Millemann et coll. 1984
	Phénol	S, NM	48 h	187,1	Franco et coll. 1984
		S, M	48 h	105,0	Millemann et coll. 1984
Clinotanypus pinquis (Moucheron)	Phénol	S, NM	48 h	80,5	Franco et coll. 1984
Einfeldia natchitochea (Moucheron)	Phénol	S, NM	48 h	69,8	Franco et coll. 1984
Tanypus neopunctipennis	Phénol	S, NM	48 h	70,0	Franco et coll. 1984
CLADOCERANES					
Daphnia magna (Puce d'eau)	2,4-Diméthylphénol	S, NM	96 h	2,12	U.S. EPA 1978
	Bêta-naphthol	S, M	48 h	3,54	Millemann et coll. 1984
	Phénol	S, M	48 h	19,8	Millemann et coll. 1984
		S	48 h	7,7	Lewis 1983
POISSONS					
Lepomis macrochirus (Crapet arlequin)	2,4-Diméthylphénol	S, NM	96 h	7,75	U.S. EPA 1978
Micropterus salmoides (Achigan à grande bouche)	Bêta-naphthol	CC, M	7 j	1,00	Millemann et coll. 1984
	Phénol	CC, M	7 j	2,67	Millemann et coll. 1984
Pimephales promelas (Tête-de-boule)	2-Allylphénol	CC, NM	96 h	13,2	Holcombe et coll. 1984
	2,4-Diméthylphénol	CC, NM	96 h	17,0	Phipps et coll. 1981
	2,6-Diméthylphénol	CC, NM	96 h	>27,0	Phipps et coll. 1981
	3-Méthoxyphénol	CC, NM	96 h	76,0[2]	Phipps et coll. 1981
	1-Naphthol	CC, NM	96 h	4,24	Holcombe et coll. 1984
	Bêta-naphthol	S, M	96 h	3,46	Millemann et coll. 1984
	Nonylphénol	CC, NM	96 h	0,135	Holcombe et coll. 1984
	Phénol	CC, NM	96 h	29,0[2]	Phipps et coll. 1981
		S, M	48 h	25,6	Millemann et coll. 1984
		CC	96 h	36,0 m[3]	Ruesinck et Smith 1975
		CC	96 h	24,0 f[3]	Ruesinck et Smith 1975
	4-Phénylazophénol	CC, NM	96 h	1,09	Holcombe et coll. 1984
	2-Phénylphénol	CC, NM	96 h	5,99	Holcombe et coll. 1984
	4-*Tert*-butylphénol	CC, NM	96 h	5,14	Holcombe et coll. 1984
	4-*Tert*-pentylphénol	CC, NM	96 h	2,50	Holcombe et coll. 1984
	2,4,6-Tribromophénol	CC, NM	96 h	6,7[2]	Phipps et coll. 1981
Poecilia reticulata (Guppy)	Phénol	S, M	96 h	40,0 m[3]	Colgan et coll. 1982
		S, M	96 h	44,0 f[3]	Colgan et coll. 1982
Salmo gairdneri (Truite arc-en-ciel	Ortho-crésol	–	24 h	2,0	Albersmeyer et von Erichsen 1959
	Bêta-naphthol	CC, M	27 j	0,07	Millemann et coll. 1984
	Phénol	–	24 h	5,0	Albersmeyer et von Erichsen 1959
		CC, M	27 j	0,12	Millemann et coll. 1984
MOLLUSQUES					
Physa gyrina (Escargot)	Bêta-naphthol	S, M	48 h	24,7	Millemann et coll. 1984
	Phénol	S, M	48 h	260,0	Millemann et coll. 1984

[1] S = statique; CC = système à circulation continue; NM = non mesuré; M = mesuré.
[2] Le résultat est une moyenne d'essais en double.
[3] m = mâle; f = femelle.

Tous les essais ont été effectués en système à circulation continue de 96 h.

Les salmonidés semblent avoir une sensibilité chronique plus grande au phénol que les non-salmonidés. Les valeurs de CL_{50} de 27 j pour les oeufs et les larves de la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) sont de 0,12 mg·L^{-1} et 0,07 mg·L^{-1} pour le phénol et le bêta-naphtol respectivement (Millemann et coll. 1984). D'après les effets sur la croissance pendant les essais en système à circulation continue de 32 j, la concentration maximale acceptable du toxique (CMAT), estimée pour la tête-de-boule, se situe entre 1,83 mg·L^{-1} et 3,57 mg·L^{-1} pour le phénol et entre 1,97 mg·L^{-1} et 3,11 mg·L^{-1} pour le 2,4-diméthylphénol (Holcombe et coll. 1982). Les embryons de la tête-de-boule étaient plus résistants que les larves ou les juvéniles (Holcombe et coll. 1982). La CL_{50} de 7 j pour les poissons et les larves de l'achigan à grande bouche est de 2,67 mg·L^{-1} pour le phénol et de 1,00 mg·L^{-1} pour le bêta-naphtol. Dans un essai sur toute la durée du cycle de vie avec *Daphnia magna* (U.S. EPA 1978), la CMAT pour le phénol se situait entre 1,5 et 6,3 mg·L^{-1}. Les résultats pour les daphnidés et la tête-de boule sont par conséquent similaires.

Deux espèces de mousses aquatiques ont eu différentes réactions devant la toxicité du phénol, selon l'habitat d'origine; des concentrations de 10 mg·L^{-1} n'ont produit aucun effet alors qu'à 250 mg·L^{-1}, le phénol était toxique (Samecka-Cymerman 1983).

Des fractions solubles dans l'eau d'une dispersion charbon-liquide dans laquelle 95 % du carbone organique était sous forme de phénols ont réduit substantiellement la croissance des larves de tête-de-boule à une concentration (déterminée par colorimétrie) en phénols totaux de 0,25 mg·L^{-1} (Dauble et coll. 1983). Le frai a été considérablement réduit à une concentration de 0,62 mg·L^{-1} (Dauble et coll. 1983), constatation fondée sur des essais sur un cycle de vie partiel effectués en écoulement continu. Par conséquent, la toxicité des déchets phénoliques contenant d'autres composés semble être plus grande que la toxicité du phénol pur (Holcombe et coll. 1982).

La concentration de 1 µg·L^{-1}, établie en vue de protéger les qualités organoleptiques des approvisionnements en eau domestique, et la concentration de 200 µg·L^{-1}, établie en vue de protéger les poissons et la vie aquatique, ont été recommandées à l'origine par McKee et Wolf (1963) après une étude de la documentation publiée dans le monde. Le phénol pur n'altère la chair de poisson que si les concentrations atteignent 1 à 10 mg·L^{-1} (U.S. EPA 1973), mais d'autres composés phénoliques donnent une plus forte odeur. Les chlorophénols, par exemple, altèrent la chair du poisson à des concentrations environ mille fois plus petites (voir la section 3.2.2.7).

La recommandation communément proposée au Canada est de 1 µg·L^{-1} pour le phénol, mais on reconnaît qu'il faut des recommandations plus spécifiques.

3.2.2.23 Nitrobenzène

3.2.2.23.1 Recommandation

Les données sont insuffisantes pour permettre d'établir une recommandation pour le nitrobenzène.

3.2.2.23.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980an) a préparé un document sur les critères relatifs à la qualité de l'eau ambiante pour le nitrobenzène, mais aucune limite n'a été établie, car les exigences minimales de l'U.S. EPA relatives à la base de données n'avaient pas été satisfaites. Aucune autre recommandation ayant trait à la vie aquatique n'a été trouvée.

3.2.2.23.3 Justification

Dans des essais de toxicité aiguë, les valeurs de la CL_{50} de 96 h pour *Daphnia magna*, le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) et la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) sont de 27,0, 43,0 et 117,0 mg·L^{-1} respectivement (Le Blanc 1980; Buccafusco et coll. 1981; Holcombe et coll. 1984). Les valeurs de la CL_{50} de 96 h pour l'algue *Selenastrum capricornutum* sont de 42,8 et 44,10 mg·L^{-1} (U.S. EPA 1978).

Dans les essais portant sur le stade embryo-larvaire, aucun effet n'a été observé chez la tête-de-boule à des concentrations de nitrobenzène allant jusqu'à 32,0 mg·L^{-1} (U.S. EPA 1978). Black et coll. (1982) ont cependant mesuré une CL_{50} de 2 µg·L^{-1} chez des embryons de la truite arc-en-ciel exposés pendant 23 j.

Le nitrobenzène n'est ni bioconcentré, ni bioamplifié (Lu et Metcalf 1975). Cette conclusion est fondée sur une étude en microcosme du devenir du nitrobenzène marqué. Le facteur de bioconcentration est de 15 pour la tête-de-boule (Veith et coll. 1979) et de 24 pour l'algue *Chlorella fusca* (Geyer et coll. 1984).

3.2.2.24 Nitrophénols

3.2.2.24.1 Recommandation

Les données sont insuffisantes pour permettre d'établir une recommandation pour les nitrophénols.

3.2.2.24.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980ao) a préparé un document sur les critères de qualité de l'eau ambiante pour les nitrophénols, mais aucune limite n'a été établie, car les exigences minimales de l'U.S. EPA relatives à la base de données n'avaient pas été satisfaites. Aucune autre recommandation ayant trait aux nitrophénols n'a été trouvée.

3.2.2.24.3 Justification

Les quatre nitrophénols pour lesquels il existe des données relatives à la toxicité aiguë sont, par ordre décroissant de toxicité, le 2,4-dinitro-6-méthylphénol, le 2,4-dinitrophénol, le 4-nitrophénol et le 2,4,6-trinitrophénol. Les valeurs aiguës de la CL_{50} commencent à 230 µg·L^{-1} pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) exposé au 2,4-dinitro-6-méthylphénol (U.S. EPA 1978). Le crapet arlequin semble être plus sensible que la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) à tous les nitrophénols qui ont servi aux essais. L'espèce d'invertébré la plus sensible est la perle *Pteronarcys californica* exposée à un dinitrométhylphénol non spécifié; la CL_{50} est de 320 µg·L^{-1} (Sanders et Cope 1968).

Les plantes aquatiques semblent être plus sensibles que les poissons ou les invertébrés dans certains cas. Les valeurs propres aux plantes pour les différents nitrophénols montrent que les effets apparaissent à des concentrations d'exposition commençant à 150 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le 2,4-dinitro-6-méthylphénol (Bringmann et Kuhn 1978a).

3.2.2.25 Polychlorobiphényles (PCB)

3.2.2.25.1 Recommandation

La concentration des PCB totaux dans l'eau ne devrait pas dépasser 1 $ng \cdot L^{-1}$.

3.2.2.25.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1976) a recommandé la limite de 1 $ng \cdot L^{-1}$ pour la protection de la vie aquatique et des consommateurs. Il a été recommandé de déployer tous les efforts raisonnables pour réduire au minimum l'exposition humaine. Cette limite a été remplacée par la limite de 14 $ng \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980aq). Il est toutefois admis que cette limite est probablement trop élevée, car elle a été fondée sur des facteurs de bioconcentration mesurés en laboratoire.

Le Manitoba (Williamson 1983) et l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) recommandent des limites de 14 et 1 $ng \cdot L^{-1}$ respectivement. La CMI recommande une limite de 0,1 $\mu g.g^{-1}$ (poids humide) pour protéger les oiseaux et les mammifères piscivores (CMI 1975). Le CNRC a préparé un document sur les critères biologiques en vue d'évaluer les effets des polychlorobiphényles sur la qualité de l'environnement, sans toutefois recommander de limite (Roberts et coll. 1979).

3.2.2.25.3 Justification

La toxicité aiguë des PCB semble être la même pour les espèces de poissons et d'invertébrés dans les mêmes conditions expérimentales. Les données sur la toxicité aiguë obtenues à la suite d'essais effectués en système à circulation continue sur trois espèces d'invertébrés commencent à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le gammare *Gammarus fasciatus* et atteignent 400 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la demoiselle (*Ischnura verticalis*) (Nebeker et Puglisi 1974; Mayer, Mehrle et Sanders 1977). Il existe six essais en système à circulation continue de 96 h avec des concentrations mesurées pour des espèces de poissons (Nebeker et coll. 1974; Birge et coll. 1979). Les poissons nouvellement éclos sont beaucoup plus sensibles qu'aux autres stades de vie. La truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) nouvellement éclose est l'espèce étudiée la plus sensible avec une CL_{50} de 96 h de 2,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour des PCB contenant 21 % de chlore (Birge et coll. 1979). L'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) est également sensible, avec une CL_{50} de 96 h de 2,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Birge et coll. 1979). On ne tient pas compte des résultats des essais statiques, car souvent les PCB ne semblent pas très toxiques dans ces essais à cause de leur faible solubilité.

Dans les 11 essais portant sur la totalité ou une partie du cycle de vie effectués sur des poissons et des invertébrés, les valeurs de la toxicité chronique se situaient entre 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ et 15 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980aq). Les résultats de la toxicité chronique obtenus à partir des essais en système à circulation continue se situent entre 0,8 et 4,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour trois espèces d'invertébrés (Nebeker et Puglisi 1974; Maki et Johnson 1975). Dans un essai biologique en écoulement continu de 9 mois, le frai de la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) a été considérablement perturbé à la concentration de 1,8 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 (Nebeker et coll. 1974). L'Aroclor 1248 était l'Aroclor (PCB) le plus toxique pour la tête-de-boule à une concentration de 0,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Defoe et coll. 1978). Une toxicité chronique de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'Aroclor 1254 a été obtenue pour l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) (Mauck et coll. 1978). L'alevin du touladi (*Salvelinus namaycush*), exposé pendant 6 mois à des concentrations de PCB de l'ordre des concentrations d'exposition des poissons du lac Michigan, soit 10 $ng \cdot L^{-1}$ dans l'eau et 1,0 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans les aliments, a montré des déformations prononcées au bout d'une semaine (Willford 1980).

Les PCB ont inhibé la croissance de l'algue *Chlamydomonas* à des concentrations variant de 11 à 111 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Christensen et Zielski 1980). Glooshenko et Glooshenko (1975) ont trouvé que 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ inhibait la photosynthèse du phytoplancton dans le lac Ontario. McNaught et coll. (1984) ont établi un seuil encore plus bas de 5 $ng \cdot L^{-1}$.

Les PCB, très lipophiles, se concentrent fortement dans les tissus (bioconcentration) à partir de concentrations dans l'eau souvent inférieures aux seuils de détection habituels (U.S. EPA 1980aq). Les facteurs de bioconcentration pour les invertébrés atteignent un maximum de 108 000 pour le gammare *Gammarus pseudolimnaeus* exposé pendant 60 j (Nebeker et Puglisi 1974). Les facteurs de bioconcentration pour les poissons varient de 3000 pour les filets de l'omble de fontaine exposé à l'Aroclor 1254 pendant 500 j, à 274 000 pour la tête-de-boule (le corps entier) exposée à l'Aroclor 1242 pendant 255 j (Nebeker et coll. 1974; Snarski et Puglisi 1976).

La limite de la province de l'Ontario est retenue comme recommandation canadienne. Cette valeur est fondée sur le fait que, dans les Grands lacs le touladi de plus de 30 cm de long renferme généralement plus de 5 $\mu g \cdot g^{-1}$ de PCB, seuil d'intervention de la U.S. Food and Drug Administration pour les tissus de poisson, lorsque la concentration de PCB dans l'eau est systématiquement égale à 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$ ou moins (Ontario Ministry of the Environment 1979). Des concentrations de PCB aussi faibles que 2 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans des poissons utilisés pour l'alimentation des animaux empêchent la survie du vison nouveau-né (Fetterolf 1975). La plupart des poissons et des produits de poisson provenant des Grands lacs ont réduit la reproduction des visons et la survie des petits comparativement à un groupe témoin (Hornshaw et coll. 1983).

Le concentration limite de 14 $ng \cdot L^{-1}$ établie par l'U.S. EPA (1980aq) est probablement trop élevée, car elle a été obtenue d'études en laboratoire. Veith et coll. (1979) ont conclu que les facteurs de bioconcentration dans de vastes réservoirs et lacs comme les Grands lacs sont d'un ordre de grandeur supérieurs aux facteurs de bioconcentration obtenus en laboratoire, bien que les valeurs sur le terrain pour de petits poissons de rivière soient semblables aux valeurs obtenues en laboratoire pour la tête-de-boule. McNaught et coll. (1984) ont recommandé une limite de 5 $ng \cdot L^{-1}$, car il se produit un effet important sur la photosynthèse du phytoplancton à cette ex-

position, mais ils conviennent que des concentrations inférieures à 1 ng·L^{-1} doivent constituer le but final. Les données disponibles indiquent que les toxicités aiguë et chronique pour la vie aquatique se manifestent probablement à des concentrations supérieures à celles qui protègent la valeur marchande des poissons comestibles.

3.2.2.26 Toluène

3.2.2.26.1 Recommandation

La concentration du toluène ne devrait pas dépasser 0,3 mg·L^{-1}.

3.2.2.26.2 Sommaire de l'étude de la documentation

L'U.S. EPA (1980at) a préparé un document sur les critères relatifs à la qualité de l'eau ambiante pour le toluène, mais les données étaient insuffisantes pour permettre d'établir des limites. Aucune autre recommandation ayant trait à la vie aquatique n'a été trouvée.

3.2.2.26.3 Justification

Les toxicités aiguës pour les espèces de poissons varient de 5,46 mg·L^{-1} pour le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) (Moles et coll. 1981) à 240,0 mg·L^{-1} pour la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) (Johnson et Finley 1980). Il existe aussi des données sur la toxicité aiguë pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*), le poisson doré (*Carassius auratus*), le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) et la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) (Pickering et Henderson 1966; Brenniman et coll. 1976; Johnson et Finley 1980; Buccafusco et coll. 1981; Devlin et coll. 1982). Des effets toxiques subchroniques ont été observés dans une étude sur le stade embryo-larvaire de la tête-de-boule à 6,0 mg·L^{-1}, mais pas à 4,0 mg·L^{-1} (Devlin et coll. 1982). La concentration seuil des effets sublétaux du toluène sur la croissance de l'alevin du saumon coho se situe entre 0,4 µg·L^{-1} et 5,8 µg·L^{-1} (Moles et coll. 1981).

La toxicité chronique du toluène pour des invertébrés aquatiques peut apparaître à des concentrations inférieures à 4,3 mg·L^{-1} (Syracuse Research Corporation 1983). Deux espèces d'algues d'eau douce ont été exposées au toluène; elles sont relativement insensibles comparativement aux poissons. Une réduction de 50 % du nombre des cellules de l'algue *Chlorella vulgaris* a été observée à une concentration de toluène de 245,0 mg·L^{-1} (Kauss et Hutchinson 1975).

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1977) a constaté que le facteur de concentration du toluène dans la chair de poisson variait entre 57 et 6000. Chez l'algue *Chlorella fusca*, ce facteur est de 380 (Geyer et coll. 1984).

Le toluène peut donner des odeurs désagréables à la chair de poisson (Ogata et Miyake 1973), mais les seuils dans l'eau pouvant causer l'altération sont inconnus.

La recommandation tient compte d'un facteur de 0,05 appliqué à la valeur de la CL_{50} de 5,46 mg·L^{-1} pour le saumon coho, l'espèce la plus sensible, afin de protéger la vie aquatique.

3.2.2.27 Toxaphène

3.2.2.27.1 Recommandation

La concentration du toxaphène ne devrait pas dépasser 8 ng·L^{-1}.

3.2.2.27.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La CMI (1985) et l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) ont fixé la limite à 8 ng·L^{-1}. L'objectif de 0,2 ng·L^{-1} a été recommandé récemment par la CMI (1986), en vue de protéger les consommateurs humains de poisson. L'U.S. EPA (1980au) a établi une limite de 13 ng·L^{-1} (moyenne sur 24 heures) et une limite de 1,6 µg·L^{-1} (valeur instantanée). Ces deux valeurs remplacent la limite antérieure de 5 ng·L^{-1} pour l'eau douce (U.S. EPA 1976). La limite du Manitoba, 13 ng·L^{-1}, est identique à la moyenne sur 24 h de l'U.S. EPA, mais il s'agit d'une concentration maximale instantanée à ne jamais dépasser (Williamson 1983).

3.2.2.27.3 Justification

L'U.S. EPA (1980au) a rassemblé des données sur la toxicité aiguë du toxaphène pour 11 espèces d'invertébrés et 18 espèces de poissons. Les concentrations aiguës pour les espèces d'invertébrés commencent à 1,3 µg·L^{-1} pour la perle *Claassenia sabulosa* (Sanders et Cope 1968). Les concentrations aiguës moyennes pour les espèces de poissons commencent à 2 µg·L^{-1} pour l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) (Macek et MacAllister 1970). Lorsqu'on compare la sensibilité relative de 12 espèces de poissons appartenant à cinq familles, les 4 espèces les plus sensibles appartiennent à quatre familles différentes. Ce sont: l'achigan à grande bouche, la truite brune (*Salmo trutta*), la carpe (*Cyprinus carpio*) et le chabot (*Ictalurus melas*) (Macek et MacAllister 1970). Une exposition prolongée de 34 j dans des essais en système à circulation continue a fourni une concentration de toxaphène indépendante du temps de 0,6 µg·L^{-1} pour le crapet arlequin, qui est beaucoup plus faible que la CL_{50} de 96 h de 2,6 µg·L^{-1} (Johnson et Julin 1980). Les variations du pH et de la dureté de l'eau n'ont pas d'effets sur la toxicité (Johnson et Julin 1980).

L'U.S. EPA (1980au) a signalé des valeurs d'exposition chronique pour trois espèces d'invertébrés et deux espèces de poissons; ces valeurs commencent à 0,037 µg·L^{-1} pour la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et atteignent 1,8 µg·L^{-1} pour le chironome (*Chironomus plumosus*) (Mayer, Mehrle et Dwyer 1977; Sanders 1980). Les concentrations maximales acceptables du toxaphène pour trois espèces d'invertébrés aquatiques (en utilisant la reproduction de la daphnie, la croissance du gammare et l'éclosion du chironome comme indicateurs des effets toxiques) se situent entre 0,07 et 0,12 µg·L^{-1} pour *Daphnia magna*, 0,13 et 0,25 µg·L^{-1} pour *Gammarus pseudolimnaeus*, et 1,0 et 3,2 µg·L^{-1} pour *Chironomus plumosus* (Sanders 1980).

La concentration maximale acceptable du toxaphène pour la croissance de l'alevin de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) est inférieure à 39 ng·L^{-1} après 90 j d'exposition (Mayer et coll. 1975). La concentration ne produisant pas d'effet sur la croissance de l'alevin et sur la qualité des os de la

tête-de-boule est inférieure à 54 ng·L^{-1} et 97 ng·L^{-1} respectivement (Mayer, Mehrle et Dwyer 1977). Le stade de vie de la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) le plus sensible à l'empoisonnement par le toxaphène est l'alevin qui nage librement (Johnson et Julin 1980). Des changements comportementaux macroscopiques et microscopiques s'observent chez l'alevin de la carpe à une concentration de 1,0 mg·L^{-1} (Lakota et coll. 1983).

Des concentrations de 0,1 à 1,0 mg·L^{-1} réduisent le nombre des cellules de l'algue *Scenedesmus quadricauda* (Stadnyk et coll 1971). On possède une seule valeur de la CE_{50} (0,38 µg·L^{-1}) pour l'algue *Selenastrum capricornutum* (U.S. EPA 1980au).

Une grande variété d'organismes bioaccumulent le toxaphène; ce dernier subit une bioaccumulation et un transfert trophique importants dans l'écosystème des Grands lacs (Rice et Evans 1984). Les facteurs de bioconcentration du toxaphène chez les espèces de poissons d'eau douce varient de 9000 à 19 000 pour la truite arc-en-ciel, de 4800 à 8000 pour le saumon atlantique (*Salmo salar*) et est en moyenne de 15 000 pour l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) (CMI 1985). Afin de protéger la valeur marchande du poisson pour la consommation humaine, l'U.S. EPA (1980au) a recommandé que la concentration du toxaphène dans l'eau ne dépasse pas 76 ng·L^{-1}. Cette valeur est plus élevée que la concentration maximale acceptable du toxique pour l'alevin de l'omble de fontaine (Mayer et coll. 1975; Mayer, Mehrle et Dwyer 1977). La concentration limite canadienne recommandée ci-dessous est donc fondée sur la toxicité chronique plutôt que sur la bioaccummulation.

C'est la limite de 8 ng·L^{-1} de l'Ontario qui est recommandée. Cette concentration est fondée sur les résultats des travaux de Mayer et coll. (1975) auxquels est appliqué un facteur de sécurité de 0,2.

3.2.3 Paramètres physiques

3.2.3.1 Matières solides totales en suspension

3.2.3.1.1 Recommandation

Les matières solides en suspension ajoutées aux eaux de surface ne devraient pas dépasser 10 mg·L^{-1} lorsque les concentrations naturelles des matières solides en suspension sont de 100 mg·L^{-1} ou moins, et 10 % des concentrations naturelles lorsque ces dernières sont supérieures à 100 mg·L^{-1}.

3.2.3.1.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) interdit dans ses recommandations les déversements de matières solides en suspension dans les eaux de surface, qui changeraient la valeur naturelle de la transparence de Secchi de plus de 10 %. Les recommandations du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (Singleton 1985) relatives aux matières solides en suspension énoncent que le résidu non filtrable produit ne devrait pas dépasser 10 mg·L^{-1} lorsque le résidu naturel non filtrable est de 100 mg·L^{-1} ou moins, et 10 % du résidu naturel lorsque ce dernier est supérieur à 100 mg·L^{-1}.

Tableau 3-19. Recommandations de l'EIFAC et de l'U.S. EPA pour les matières solides en suspension

Concentration maximale (mg·L^{-1})	Type de pêches	Niveau de protection
<25	Sans effets nuisibles	Elevé
25-80	Pêches bonnes ou modérées	Modéré
80-400	Bonnes pêches peu probables	Faible
>400	Au mieux une pêche pauvre	Très faible

Source: EIFAC 1965; U.S. EPA 1973.

Le Manitoba a recommandé que l'eau ne devrait pas contenir de matières susceptibles de lui conférer une turbidité qui la rende de qualité douteuse ou inapte aux utilisations courantes (Williamson 1983). Le Manitoba a par ailleurs fixé une concentration maximale acceptable de 25 mg·L^{-1} pour le résidu non filtrable. Les objectifs relatifs à la qualité de l'eau des Grands lacs (CMI 1978b) combinent à la fois un énoncé général et la méthode de l'Ontario.

L'EIFAC (Alabaster et Lloyd 1982) a proposé des recommandations provisoires pour les matières solides finement divisées, en vue de maintenir la pêche en eau douce (tableau 3-19). Elle a en outre recommandé d'éviter les fortes concentrations temporaires dans les cours d'eau où il faut maintenir une bonne pêche, même si plusieurs milliers de milligrammes par litre de matières solides ne peuvent pas tuer le poisson pendant une exposition de plusieurs heures ou de plusieurs jours. L'U.S. EPA (1973) s'est appuyée en grande partie sur les recommandations de l'EIFAC (1965) pour fixer ses concentrations maximales de matières solides en suspension.

Les matières solides en suspension diminuent en général la pénétration de la lumière. C'est cette propriété optique qui a servi à établir les recommandations. L'U.S. EPA (1973) a recommandé que l'effet combiné de la couleur et de la turbidité ne devrait pas changer le point de compensation de plus de 10 % de sa norme saisonnière établie, ce changement ne devant pas amener plus de 10 % de la biomasse des organismes photosynthétiques au-dessous du point de compensation. Selon le critère de l'U.S. EPA (1976), les matières solides décantables et en suspension ne devraient pas réduire la profondeur du point de compensation pour l'activité photosynthétique de plus de 10 % de la norme saisonnière établie pour la vie aquatique. L'inconvénient de cette méthode est que la norme saisonnière du point de compensation de l'U.S. EPA peut être difficile à établir de façon sûre dans les eaux à forte variabilité. Aussi, l'utilisation de critères fondés sur un "point de compensation" est difficile à réaliser lorsque l'eau est si claire et peu profonde que la lumière pénètre naturellement jusqu'au fond (Thurston et coll. 1979).

3.2.3.1.3 Justification

Dans une étude des effets des matières solides en suspension sur les biotes d'eau douce faite pour l'U.S. EPA, Sorensen et coll. (1977) ont fait remarquer qu'il est difficile de démontrer la présence d'effets aigus sur des organismes spécifiques; la succession et l'adaptation peuvent permettre aux communautés de se maintenir, bien que les organismes spécifiques

diffèrent. Ils ont conclu, cependant, que les matières solides en suspension peuvent avoir des effets importants sur la succession à cause de l'ombrage, de l'action abrasive, de l'altération de l'habitat et de la sédimentation. Les matières solides en suspension ont un effet important sur la dynamique des communautés lorsqu'elles perturbent la transmission de la lumière. Le rôle des sédiments en tant que réservoir de produits chimiques toxiques a été démontré. Il faut des concentrations relativement élevées de matières solides en suspension pour provoquer des réactions comportementales ou la mort des poissons dans un temps court. Le poisson récupère assez rapidement une fois qu'il retourne dans de l'eau limpide (Levings 1983).

La plupart des eaux courantes montrent une variation considérable de leur teneur en matières solides en suspension d'un jour à l'autre. Etant donné que cette variation naturelle est tellement grande, il n'est pas souhaitable de fixer des normes rigides (Sorenson et coll. 1977).

Lloyd (1985) a conclu qu'une augmentation de turbidité de 25 UNT (unités néphélémétriques de turbidité) des eaux peu profondes et limpides peut réduire la productivité primaire des petits cours d'eau de 13 à 50 % ou plus et être associée à une augmentation de la concentration des sédiments en suspension d'environ 25 à 100 $mg \cdot L^{-1}$. Une augmentation de 5 UNT de la turbidité des eaux limpides peut réduire le volume de la productivité primaire des lacs d'environ 75 %, diminuer la productivité des petits cours d'eau de 3 à 13 % ou plus et être associée à une augmentation de la concentration des sédiments en suspension de 5 à 25 $mg \cdot L^{-1}$.

McLeay et coll. (1984) ont terminé une étude complète des effets directs sur les salmonidés, en contrôlant un ombre arctique (*Thymallus arcticus*) et en utilisant des sédiments d'une mine de placer du territoire du Yukon. Lorsque les concentrations des sédiments en suspension étaient de 100 $mg \cdot L^{-1}$ ou plus, la croissance du poisson avait diminué et les réactions alimentaires étaient plus lentes. Lorsque les concentrations étaient de 300 $mg \cdot L^{-1}$ ou plus, le poisson s'était déplacé vers l'aval, les taux d'apport d'oxygène avaient augmenté et la tolérance du poisson à un toxique a été réduite. Langer (1980) a constaté qu'une réduction nette de survie des oeufs du saumon kéta (*Oncorhynchus keta*) survenait lorsque la concentration des sédiments en suspension était de 97 $mg \cdot L^{-1}$. Une réduction de l'alimentation du saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) dans sa phase juvénile survenait lorsque la concentration était de 300 $mg \cdot L^{-1}$ (Noggle 1978).

Les recherches canadiennes les plus récentes (Singleton 1985) et les limites numériques recommandées par la Colombie-Britannique ont été utilisées pour établir la recommandation canadienne.

3.2.3.2 Température

3.2.3.2.1 Recommandation

1. Stratification thermique

   Les apports thermiques ne devraient pas modifier la stratification thermique et les dates d'inversion d'origine des eaux réceptrices.

2. Température moyenne hebdomadaire maximale

   Les apports thermiques ne devraient pas porter la température des eaux réceptrices au-delà de la température moyenne hebdomadaire maximale.

   a) Pendant les mois chauds, la température moyenne hebdomadaire maximale (TMHM) est déterminée en ajoutant à la température physiologique optimale (généralement pour la croissance) un facteur qui représente le tiers de l'écart entre la limite supérieure de la température létale liminaire et la température optimale pour le stade de vie le plus approprié des espèces importantes sensibles qu'on trouve normalement à cet endroit et à ce moment. L'U.S. EPA (1976) donne certaines valeurs de la TMHM.
   b) Pendant les mois froids, la TMHM est la température élevée qui garantit la survie des espèces importantes si la température devait subir une baisse soudaine pour atteindre la température ambiante normale. La limite est la température d'acclimatation, moins 2 °C, lorsque la température létale liminaire inférieure est égale à la température ambiante de l'eau.
   c) Pendant les saisons de reproduction, la TMHM répond aux exigences spécifiques à l'endroit qui permettent le succès de la migration, du frai, de l'incubation des oeufs, de l'élevage des alevins et d'autres fonctions de reproduction des espèces importantes.
   d) A un endroit spécifique, la TMHM préserve la diversité normale des espèces ou empêche les croissances indésirables des organismes nuisibles.

3. Exposition à court terme à une température extrême

   Les apports thermiques devraient être tels que les expositions à court terme aux températures maximales calculées en a) et b) ne soient pas dépassées. Les expositions ne devraient être ni de longueur ni de fréquence nuisant aux espèces importantes.

   a) Pour la croissance, la température maximale à court terme est la limite de tolérance médiane de 24 h, moins 2 °C, à une température d'acclimatation de l'ordre de la TMHM pour ce mois.
   b) La température maximale à court terme pour la saison de reproduction ne devrait pas dépasser la température maximale d'incubation qui assure la survie de l'embryon, ou la température maximale pour le frai.

3.2.3.2.2 Sommaire de l'étude de la documentation

D'après l'objectif du ministère de l'Environnement de l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984), "The natural regime of any body of water shall not be altered so as to impair the quality of the natural environment. The temperature at the edge of the mixing zone shall not exceed the natural ambient water temperature by more than 10°C (18°F). Special circumstances may require a lower temperature difference".*

* Traduction par le Secrétariat d'Etat: Le régime naturel de toute masse d'eau ne doit pas être modifié de façon à diminuer la qualité de l'environnement naturel. La température en bordure de la zone de mélange ne doit pas dépasser la température naturelle de l'eau ambiante de plus de 10 °C (18 °F). Des circonstances spéciales peuvent exiger une plus faible différence de température.

Les objectifs de la CMI (1976) pour les Grands lacs consistent en une température maximale moyenne hebdomadaire qui garantit la croissance, la reproduction et la survie en hiver d'importantes espèces aquatiques, ainsi qu'en une exposition maximale à court terme à une température extrême. Les apports thermiques ne devraient pas modifier la stratification thermique ni les dates d'inversion.

La province du Manitoba (Williamson 1983) recommande que les limites de température soient spécifiques à l'endroit et qu'elles consistent en une température maximale moyenne hebdomadaire qui garantisse la croissance, la reproduction et la survie en hiver des espèces importantes, en une température maximale qui dépend de la période de la journée pour des expositions courtes et en une limite maximale pour les fluctuations de température. Les apports thermiques ne devraient pas modifier la stratification thermique, les dates d'inversion, la diversité des espèces ni les concentrations favorisant la croissance nuisible de plantes aquatiques. Les critères de l'U.S. EPA (1976) ressemblent beaucoup aux objectifs précédents, bien que les températures maximales pour de courtes expositions soient définies d'une façon plus rigide. Plusieurs concepts inclus dans les objectifs actuels ont été recommandés auparavant par l'U.S. EPA (1973).

Les recommandations provisoires pour la température proposées par l'EIFAC (Alabaster et Lloyd 1982) pour protéger les pêches intérieures européennes sont divisées selon trois saisons. A l'automne et en hiver, une augmentation de 2 °C au-dessus de la normale nuirait à la reproduction du corégone (*Coregonus* sp.) et de la lotte (*Lota lota*). Une augmentation de 5 à 6 °C accroît la mortalité d'autres embryons et alevins de salmonidés; elle peut aussi stimuler un frai de début de printemps chez le brochet (*Esox lucius*), les percidés et les cyprinidés. Au printemps, la température maximale optimale pour le frai et le développement embryonnaire ne doit pas dépasser 8 °C. En été, le taux de croissance de la brème (*Abramis brama*), du sar (*Blicca bjoerkna*) et du rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) (Cyprinidés) est réduit au-dessus de 28 °C. La température maximale acceptable pour les eaux où vivent le saumon et la truite devrait être de 20 à 21 °C, bien que les eaux naturelles puissent avoir des températures plus élevées. Les corégonidés (sauf les embryons) peuvent résister à une augmentation de température de 5 à 6 °C, mais la température maximale soutenue ne devrait pas dépasser 22 à 23 °C. Il est raisonnable de prévoir qu'une augmentation de température de 5 °C, jusqu'à un maximum ne dépassant pas 23 °C, puisse détruire les populations de salmonidés à l'exception de quelques espèces de *Coregonus*, et qu'une augmentation de 8 °C, jusqu'à un maximum ne dépassant pas 30 °C, puisse favoriser la prépondérance de certains cyprinidés.

3.2.3.2.3 Justification

Les effets de la température sur les organismes aquatiques ont fait l'objet d'un certain nombre de dépouillements poussés de la documentation publiée (Brett 1956; Fry 1967; Kennedy et Mihursky 1967; Raney et Menzel 1967; Federal Water Pollution Control Administration 1968; Kinne 1970; Houston 1983) et d'examens annuels de la part de la Water Pollution Control Federation.

Les changements de température dans les masses d'eau peuvent modifier la communauté aquatique existante. Par exemple, la prédominance des algues change: elle passe des diatomées aux algues vertes puis aux algues bleu-vert lorsque la température augmente (Cairns 1956). Les populations de poissons changent aussi: elles passent des espèces d'eau froide aux espèces d'eau chaude à mesure que la température devient létale, qu'elle réduit l'activité, change le comportement ou limite la reproduction (Brett 1960). L'exposition chronique a une température légèrement élevée dans des eaux riches en produits organiques se traduira généralement par une augmentation de la productivité (Dickson 1976). Une diminution de la diversité des espèces a aussi été observée. La limite supérieure de tolérance pour une structure de population benthique équilibrée est généralement plus élevée que les limites pour les poissons, mais il n'est pas possible pour la faune benthique de fuir les zones où des températures intolérables sont atteintes (Federal Water Pollution Control Administration 1968; Dickson 1976).

Il existe un nombre considérable de données sur les limites de température relatives aux poissons, particulièrement pour les limites supérieures (U.S. EPA 1973, 1976). La tolérance des organismes à des extrêmes de température est fonction de leur capacité génétique à s'adapter aux changements thermiques, de la température d'acclimatation avant l'exposition et de la durée d'exposition (Coutant 1972). Les données existantes indiquent que les organismes soumis à un stress toxique sont moins tolérants à des extrêmes de température (De Sylva 1969).

Les effets des températures sublétales sur le métabolisme, la respiration, le comportement, la distribution, la migration, le taux d'alimentation, la croissance et la reproduction ont été résumés par De Sylva (1969). Il existe aussi des intervalles plus restrictifs pour l'activité et la reproduction normales des poissons (Brett 1960). Des conditions différentes de température sont nécessaires à diverses époques de l'année pour répondre aux besoins des différents stades de vie des poissons. Ainsi, les oeufs et les larves des salmonidés et des corégonidés sont extrêmement sensibles aux températures élevées. Des changements naturels de température sont nécessaires pour induire les cycles de reproduction des organismes aquatiques et pour régler d'autres facteurs (Mount 1969). Un changement du régime naturel de température provoque des changements dans la composition des communautés aquatiques et le comportement des espèces aquatiques (Alabaster et Lloyd 1982).

L'évaluation effectuée par le CNRC (Dickson 1976) de la chaleur perdue dans l'environnement aquatique canadien a permis de conclure qu'il était illusoire de penser à établir une recommandation comportant une seule valeur pour la protection de la vie aquatique. La recommandation proposée suit de près celles adoptées par la CMI, l'U.S. EPA et le Manitoba.

3.3 BIBLIOGRAPHIE

Abelovich, A. et Y. Azov. 1976. Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. Appl. Environ. Microbiol. 31: 801-806.

ACHP. 1977. L'Association canadienne d'hygiène publique. Groupe de travail sur l'arsenic. Rapport final. Yellowknife, Territoires du Nord-Ouest.

Adams, W.J. 1976. The Toxicity and Residue Dynamics of Selenium in Fish and Aquatic Invertebrates. Ph.D. dissertation. Dep. of Fisheries and Wildlife, Michigan State University, East Lansing, Michigan.

Adelman, I.R. et L.L. Smith, Jr. 1976. Fathead minnows, *Pimephales promelas*, and goldfish, *Carassius auratus*, as standard fish in bioassays and their reaction to potential reference toxicants. J. Fish. Res. Board Can. 33: 209-214. (Mentionnée dans McKee et coll. 1984.)

Ahmad, N., D. Benoit, L. Brooke, D. Call, A. Carlson, D. DeFoe, J. Huot, A. Moriarity, J. Richter, P. Schubat, G. Veith et C. Wallbridge. 1984. Aquatic Toxicity Tests to Characterize the Hazard of Volatile Organic Chemicals in Water: A Toxicity Data Summary. Parts 1 and 2. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-84-009.

Alabaster, J.S. et R. Lloyd. 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 2nd edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Butterworths, London. 361 pp.

Albersmeyer, W. et L. von Erichsen. 1959. Untersuchungen zur wirkung von teerbestandteilen in abwässern. Z. Fisch. 8: 29-39.

Alberta Ministry of the Environment. 1977. Surface Water Quality Objectives. Water Quality Branch, Standards and Approvals Division, Edmonton, Alberta.

Ali, S. 1978. Degradation and Environmental Fate of Endosulfan Isomers and Endosulfan Sulfate in Mouse, Insect and Laboratory Model Ecosystem. Ph.D. Thesis. Univ. Illinois. Univ. Microfilms, Ann Arbor, Michigan. No. 78-20891. (Diss. Abstr. Int. B 1978, 39(5): 2117.) (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Anderson, K.B., R.E. Sparks et A.A. Paparo. 1978. Rapid Assessment of Water Quality Using the Fingernail Clam, *Musculium transversum*. Water Resources Center, University of Illinois, Urbana, Illinois. WRC Res. Rep. No. 133. 115 pp.

Anderson, P.D. et L.J. Weber. 1975. The toxicity to aquatic populations of mixtures containing certain heavy metals. *Dans* Proc. Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment, Toronto, Ontario. Vol. II. Part 1. pp. 933-953.

Anderson, P.D. et L.J. Weber. 1976. The multiple toxicity of certain heavy metals; additive actions and interactions. *Dans* Toxicity to Biota of Metal Forms in Natural Waters. R.W. Andrew, P.V. Hodson and D.E. Konasewich (eds.). Great Lakes Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). pp. 263-282.

Anonyme. 1980. Part V. Environmental Protection Agency. Water quality criteria documents; availability. Fed. Regist. 45: 79318-79379.

Arillo, A., E. Gaino, C. Margiocco, P. Mensi et G. Schenone. 1984. Biochemical and ultrastructural effects of nitrite in rainbow trout: liver hypoxia as the root of the acute toxicity mechanism. Environ. Res. 34: 135-154.

Arthur, J.W. et J.G. Eaton. 1971. Chloramine toxicity to the amphipod *Gammarus pseudolimnaeus* and the fathead minnow (*Pimephales promelas*). J. Fish. Res. Board Can. 28: 1841-1845.

Arthur, J.W., R.W. Andrew, V.R. Mattson, D.T. Olson, G.E. Glass, B.J. Halligan et C.T. Walbridge. 1975. Comparative Toxicity of Sewage-effluent Disinfection to Freshwater Aquatic Life. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-75-012.

Atchison, G.J., B.R. Murphy, W.E. Bishop, A.W. McIntosh et R.A. Mayes. 1977. Trace metal contamination of bluegill (*Lepomis macrochirus*) from two Indiana lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 106: 637-640.

Baker, J.P. et C.L. Schofield. 1982. Aluminum toxicity to fish in acidic waters. Water Air Soil Pollut. 18: 289-309.

Bartlett, L., F.W. Rabe et W.H. Funk. 1974. Effects of copper, zinc and cadmium on *Selanastrum capricornutum*. Water Res. 8: 179-185.

Bartley, T.R. et A.R. Hattrup. 1975. Acrolein Residues in Irrigation Water and Effects on Rainbow Trout. Bureau of Reclamation, U.S. Dep. of the Interior, Washington, D.C. Rep. REC-ERC-75-8.

Bastian, M.V. et D.W. Toetz. 1982. Effect of eight polynuclear hydrocarbons on growth of *Anabaena flos-aquae*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29: 531-538.

Batterton, J.C., G.M. Boush et F.M. Matsumura. 1971. Growth response of bluegreen algae to aldrin, dieldrin, endrin, and their metabolites. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 6: 589-594.

Baudouin, M.F. et P. Scoppa. 1974. Acute toxicity of various metals to freshwater zooplankton. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 12: 745-751.

Bell, H.L. 1971. Unpublished data. National Water Quality Laboratory, Duluth, Minnesota. (Mentionnée dans U.S. EPA 1973.)

Benoit, D.A. 1976. Toxic effects of hexavalent chromium on brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Water Res. 10: 497-500.

Benoit, D.A. et G.A. Holcombe. 1978. Toxic effects of zinc on fathead minnows *Pimephales promelas* in soft water. J. Fish Biol. 13: 701-708.

Benoit, D.A., E.N. Leonard, G.M. Christensen et J.T. Fiandt. 1976. Toxic effects of cadmium on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Trans. Am. Fish. Soc. 105: 550-560.

Biesinger, K.E. et G.M. Christensen. 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction and metabolism of *Daphnia magna*. J. Fish. Res. Board Can. 29: 1690-1700.

Biesinger, K.E., L.E. Anderson et J.G. Eaton. 1982. Chronic effects of inorganic and organic mercury on *Daphnia magna*: toxicity, accumulation, and loss. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 11: 769-774.

Birge, W.J. 1978. Aquatic toxicology of trace elements of coal and fly ash. *Dans* Energy and Environmental Stress in Aquatic Systems. J.H. Thorpe and J.W. Gibbons (eds.). Technical Information Service Center, Springfield, Virginia. pp. 219.

Birge, W.J. et J.A. Black. 1979. Effect of copper on embryonic and juvenile stages of aquatic animals. *Dans* Copper in the Environment. Part 2. J.O. Nriagu (ed.). John Wiley & Sons, New York. pp. 373-399.

Birge, W.J., J.A. Black et D.M. Bruser. 1979. Toxicity of Organic Chemicals to Embryo-larval Stages of Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-560/11-79-007.

Birge, W.J., J.A. Black, A.G. Westerman et J.E. Hudson. 1980. Aquatic toxicity test on inorganic elements occurring in oil shale. *Dans* Oil Shale Symposium: Sampling, Analysis and Quality Assurance. March 26-28, 1979, Denver, Colorado. C. Gale (ed.). pp. 519-534. NTIS PB80-221435. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985b.)

Black, J.A., W.J. Birge, W.E. McDonnell, A.G. Westerman, B.A. Ramey et D.M. Bruser. 1982. The Aquatic Toxicity of Organic Compounds to Embryo-larval Stages of Fish and Amphibians. Water Resources Research Institute, University of Kentucky, Lexington, Kentucky. Research Rep. No. 133.

Black, J.A., W.J. Birge, A.G. Westerman et P.C. Francis. 1983. Comparative aquatic toxicology of aromatic hydrocarbons. Fundam. Appl. Toxicol. 3: 353-358.

Blackman, G.E., M.H. Parke et F. Garton. 1955. The physiological action of substituted phenols: I. Relationship between chemical structure and physiological activity. Arch. Biochem. Biophys. 54: 45-54.

Bogaruds, R.B. et coll. 1976. The Avoidance Responses of Selected Wabash River Fishes to Monochloramines. Manuscrit. (Mentionnée dans Ontario Ministry of the Environment 1979.)

Borgmann, U., O. Kramar et C. Loveridge. 1978. Rates of mortality, growth, and biomass production of *Lymnaea palustris* during chronic exposure to lead. J. Fish. Res. Board Can. 35: 1109-1115.

Borgmann, U., R. Cove et C. Loveridge. 1980. Effect of metals on the biomass production kinetics of freshwater copepods. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 567-575.

Boudou, A. et F. Ribeyre. 1984. Influence of exposure length on the direct bioaccumulation of two mercury compounds by *Salmo gairdneri* (fry) and the relationship between organism weight and mercury concentrations. Water Res. 18: 81-86.

Bowling, J.W., G.J. Leverseo, P.F. Landrum et J.P. Giesy. 1983. Acute mortality of anthracene-contaminated fish exposed to sunlight. Aquat. Toxicol. 3: 79-80.

Brenniman, G., R. Hartung et W.J. Weber, Jr. 1976. A continuous flow bioassay method to evaluate the effects of outboard motor exhausts and selected aromatic toxicants on fish. Water Res. 10: 165-169.

Brett, J.R. 1956. Some principles in the thermal requirements of fishes. Q. Rev. Biol. 31: 75-87.

Brett, J.R. 1960. Thermal requirements of fish – three decades of study, 1940-1970. *Dans* Biological Problems in Water Pollution. C.M. Tarzwell (ed.). Public Health Service, U.S. Dep. of Health, Education and Welfare.

Bridges, W.R. 1965. Effects of time and temperature on the toxicity of heptachlor and kepone to redear sunfish. *Dans* Biological Problems in Water Pollution, 3rd seminar, 1962. C.M. Tarzwell (ed.). U.S. Public Health Service. 999-WP-25. p. 247. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980ah.)

Bringmann, G. 1975. Determination of biologically harmful effect of water pollutants by means of the retardation of cell proliferation of the blue algae *Microcystis*. Gesund. Ing. 96: 238-241.

Bringmann, G. et R. Kuhn. 1976. Comparative results of the damaging effects of water pollutants against bacteria (*Pseudomonas putida*) and blue algae (*Microcystis aeruginosa*). Gas Wasserfach Wasser Abwasser 117: 410-413.

Bringmann, G. et R. Kuhn. 1977. Limiting values for the damaging action of water pollutants to bacteria (*Pseudomonas putida*) and green alga (*Scenedesmus quadricauda*) in the cell multiplication inhibition test. Z. Wasser Abwasser Forsch. 10: 87-98. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985g.)

Bringmann, G. et R. Kuhn. 1978a. Testing of substances for their toxicity threshold: model organisms *Microcystis* (*Diplocytis*) *aeruginosa* and *Scenedesmus quadricauda*. Mit. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 21: 275-284.

Bringmann, G. et R. Kuhn. 1978b. Limiting values for the noxious effects of water pollutant material to blue algae (*Microcystis aeruginosa*) and green alga (*Scenedesmus quadricauda*) in cell propagation inhibition tests. Vom Wasser 50: 45-60. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985g.)

Broderius, S.J. et L.L. Smith, Jr. 1979. Lethal and sublethal effects of binary mixtures of cyanide and hexavalent chromium, zinc or ammonia to the fathead minnow (*Pimephales promelas*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Board Can. 36: 164-172.

Broderius, S.J. et L.L. Smith, Jr. 1980. Direct Photolysis of Hexacyanoferrate Complexes. Proposed Applications to the Aquatic Environment. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-80-003. 50 pp.

Brooks, A.S. et G.L. Seegert. 1977. The Effects of Intermittent Chlorination on the Biota of Lake Michigan. Center for Greater Lakes Studies, University of Wisconsin, Milwaukee, Wisconsin. Spec. Rep. No. 31.

Brown, S.B., J.G. Eales, R.E. Evans et T.J. Hara. 1984. Interrenal, thyroidal, and carbohydrate responses of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) to environmental acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 36-45.

Brown, V.M. et R.A. Dalton. 1970. The acute lethal toxicity to rainbow trout of mixtures of copper, phenol, zinc and nickel. J. Fish Biol. 2: 211-216.

Brungs, W.A. 1969. Chronic toxicity of zinc to the fathead minnow, *Pimephales promelas* Rafinesque. Trans. Am. Fish. Soc. 98: 272-279.

Brungs, W.A. 1973. Effects of residual chlorine on aquatic life. J. Water Pollut. Control Fed. 45: 2180-2193.

Buccafusco, R.J., S.J. Ells et G.A. LeBlanc. 1981. Acute toxicity of priority pollutants to bluegill (*Lepomis macrochirus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26: 446-452.

Buhler, D.R., R.M. Stokes et R.S. Caldwell. 1977. Tissue accumulation and enzymatic effects of hexavalent chromium in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Board Can. 34: 9-18.

Burrows, W.D. 1977. Aquatic aluminium: chemistry, toxicology, and environmental prevalence. CRC Crit. Rev. Environ. Control 7: 167-216.

Cairns, J., Jr. 1956. Effects of increased temperatures on aquatic organisms. Ind. Wastes 1: 150-152.

Cairns, J., Jr. et A. Scheier. 1963. Environmental effects upon cyanide toxicity to fish. Not. Natl. Acad. Nat. Sci. Philadelphia 361: 1-11.

Cairns, J., Jr., A.L. Buikema, Jr., A.G. Heath et B.C. Parker. 1978. Effects of Temperature on Aquatic Organism Sensitivity to Selected Chemicals. Bull. 106. Virginia Water Resources Research Center, Blacksburg, Virginia. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985g.)

Calamari, D., R. Marchetti et G. Vailati. 1977. Effets d'expositions prolongées à l'ammoniac sur les stades de développement de *Salmo gairdneri*. Nuovi Ann. Ig. Microbiol. 28: 333-345. (En italien.)

Calamari, D., R. Marchetti et G. Vailati. 1981. Effects of long-term exposure to ammonia on the developmental stages of rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson). Rapp. P.V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer 178: 81-86.

Calamari, D., G.F. Gaggino et G. Pachetti. 1982. Toxicokinetics of low levels of Cd, Cr, Ni and their mixture in long-term treatment on *Salmo gairdneri* Rich. Chemosphere 11: 59-70.

Calamari, D., S. Galassi, F. Setti et M. Vighi. 1983. Toxicity of selected chlorobenzenes to aquatic organisms. Chemosphere 12: 253-262.

Call, D.J., L.T. Brooke, N. Ahmad et D.D. Vaishnav. 1981. Aquatic Pollutant Hazard Assessments and Development of a Hazard Prediction Technology by Quantitative Structure Activity Relationships. Second Quarterly Report to U.S. EPA Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior, Superior, Wisconsin. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985e.)

Call, D.J., L.T. Brooke, N. Ahmad et J.E. Richter. 1983. Toxicity and Metabolism Studies with EPA Priority Pollutants and Related Chemicals in Freshwater Organisms. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-83-095. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985b, g.)

Canton, H. et D.M.M. Adema. 1978. Reproducibility of short-term and reproduction toxicity experiments with *Daphnia magna* and comparison of the sensitivity of *Daphnia magna* with *Daphnia pulex* and *Daphnia cucullata* in short-term experiments. Hydrobiologia 59: 135-140.

Cardwell, R.D., D.G. Foreman, T.R. Payne et D.J. Wilbur. 1976a. Acute Toxicity of Selected Toxicants to Six Species of Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/3-76-008.

Cardwell, R.D., D.G. Foreman, T.R. Payne et D.J. Wilbur. 1976b. Acute toxicity of selenium dioxide to fresh water fishes. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 4: 129-144.

Cardwell, R.D., D.G. Foreman, T.R. Payne et D.J. Wilbur. 1977. Acute and Chronic Toxicity of Chlordane to Fish and Invertebrates. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-77-019.

Carlson, R.W. 1984. The influence of pH, dissolved oxygen, suspended solids or dissolved solids upon ventilatory and cough frequencies in the bluegill *Lepomis macrochirus* and brook trout *Salvelinus fontinalis*. Environ. Pollut. 34A: 149-169.

Carroll, J.J., J. Ellis et W.S. Oliver. 1979. Influences of hardness constituents on the acute toxicity of cadmium to brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 22: 575-581.

CCMRE. 1985. Inventaire des lignes directrices et des objectifs relatifs à la qualité des eaux 1984. Groupe de travail sur les lignes directrices relatives à la qualité des eaux. Le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.

Chakoumakos, C., R.C. Russo et R.V. Thurston. 1979. Toxicity of copper to cutthroat trout (*Salmo clarki*) under different conditions of alkalinity, pH, and hardness. Environ. Sci. Technol. 13: 213-219.

Chapman, G.A. 1975. Toxicity of Copper, Cadmium and Zinc to Pacific Northwest Salmonids. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985c.)

Chapman, G.A. 1978. Effects of continuous zinc exposure on sockeye salmon during adult-to-smolt freshwater residency. Trans. Am. Fish. Soc. 107: 828-836.

Chapman, P.M., M.A. Farrell et R.O. Brinkhurst. 1982a. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to individual pollutants and environmental factors. Aquat. Toxicol. 2: 47-67. (Mentionnée dans Jones 1984.)

Chapman, P.M., M.A. Farrell et R.O. Brinkhurst. 1982b. Relative tolerances of selected aquatic oligochaetes to combinations of pollutants and environmental factors. Aquat. Toxicol. 2: 69-78. (Mentionnée dans Jones 1984.)

Chau, Y.K., P.T.S. Wong, B.A. Silverberg, P.L. Luxon et G.A. Bengert. 1976. Methylation of selenium in the aquatic environment. Science 192: 1130-1131.

Christensen, E. et P.A. Zielski. 1980. Toxicity of arsenic and PCB to a green alga (*Chlamydomonas*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25: 43-48.

Clark, K.L. et D.B. LaZerte. 1985. A laboratory study on the effects of aluminum and pH on amphibian eggs and tadpoles. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1544-1551.

Clark, M.J.R., H. Hanssen, G. van Aggelen et S. Horvath. 1984. Acute toxicity of iron cyanide species to rainbow trout and to *Daphnia magna* under exposure to different light intensities. *Dans* 11th Annu. Toxicity Workshop. British Columbia Ministry of Environment, Vancouver, British Columbia.

Clemens, H.P. et K.E. Sneed. 1958. Effect of temperature and physiological condition of tolerance of channel catfish to pyridylmercuric acetate (PMA). Prog. Fish Cult. 20: 147-150.

CMI. 1972. Accord sur la qualité de l'eau des Grands Lacs, 1972. Commission mixte internationale, Canada et les Etats-Unis.

CMI. 1975. Great Lakes Water Quality 1974. 3rd Annual Report. Appendix A. Water Quality Objectives Subcommittee, Great Lakes Water Quality Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1976. Great Lakes Water Quality Quality 1975. 4th Annual Report. Appendix A. Water Quality Objectives Subcommittee, Great Lakes Water Quality Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1977. New and Revised Specific Water Quality Objectives. Vol. II. Great Lakes Water Quality Board Report, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1978a. Group 2. New and Revised Specific Water Quality Objectives. Proposed for the 1972 Agreement Between the United States and Canada on Great Lakes Water Quality. Great Lakes Water Quality Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1978b. Accord de 1978 relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs. Commission mixte internationale, Canada et les Etats-Unis.

CMI. 1980. Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee. Great Lakes Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1981. Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee. Great Lakes Science Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1982. Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee. Great Lakes Science Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1983. Annual Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee. Great Lakes Science Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1985. Toxaphene. Draft Report, June. Aquatic Ecosystem Objectives Committee, Great Lakes Science Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1986. Annual Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee. Great Lakes Science Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor, (Ontario).

CNRC. 1976. Endosulfan: ses effets sur l'état de l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 14099. 98 pp.

CNRC. 1979a. Les effets du cadmium dans l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16744. 150 pp.

CNRC. 1979b. Herbicides phénoxy – analyse de leurs effets sur l'état de l'environnement accompagnée de critères scientifiques à l'égard de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (TCDD). Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16076. 452 pp.

CNRC. 1980. Effets du mercure dans l'environnement au Canada. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16742. 292 pp.

CNRC. 1982a. Effets du nickel sur l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18569. 347 pp.

CNRC. 1982b. Chlorophénols: critères pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18579. 217 pp.

CNRC. 1984a. 2,4-D: quelques questions actuelles. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 20648. 106 pp.

CNRC. 1984b. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le milieu aquatique: formation, sources, devenir et effets sur le biote aquatique. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18982. 218 pp.

Colgan, P.W., J.A. Cross et P.H. Johansen. 1982. Guppy behavior during exposure to a sub-lethal concentration of phenol. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 28: 20-27.

Cope, O.B. 1965. Sport fishery investigation. *Dans* Effects of Pesticides on Fish and Wildlife, 1964 Research Findings of the Fish and Wildlife Service. U.S. Fish Wildl. Serv. Circ. 226. pp. 51-63.

Coutant, C.C. 1972. Biological aspects of thermal pollution. II. Scientific basis for water temperature standards at power plants. CRC Crit. Rev. Environ. Control 3: 1-24.

Cowgill, U.M. 1973. Biogeochemical cycles for the chemical elements in *Nymphaea odorata* Ait. and the aphid *Rhopalosiphum nymphaeae* (L.) living in Linsley Pond. Sci. Total Environ. 2: 259-303.

Dalich, G., R. Larson et W. Gingerich. 1982. Acute and chronic toxicity studies with monochlorobenzene in rainbow trout. Aquat. Toxicol. 12: 127-142.

Dauble, D.D., S.A. Barraclough, R.M. Bean et W.E. Fallon. 1983. Chronic effect of coal-liquid dispersions on fathead minnows and rainbow trout. Trans. Am. Fish. Soc. 112: 712-719.

Davies, P.H. et J.P. Goettl. 1975. Study of the Effects of the Metallic Ions on Fish and Aquatic Organisms. Water Pollution Studies N.P. Colorado Dep. Nat. Resourc. Div. Wildl. 7-29.

Davies, P.H. et J.P. Goettl, Jr. 1978. Evaluation of the potential impacts of silver and/or silver iodide on rainbow trout in laboratory and high mountain lake environments. *Dans* Environmental Impacts of Artificial Ice Nucleating Agents. D.A. Klein (ed.). Dowden, Hutchinson and Ross, Inc., Stroudsburg, Pennsylvania. p. 149.

Davies, P.H., J.P. Goettl, Jr., J.R. Sinley et N.F. Smith. 1976. Acute and chronic toxicity of lead to rainbow trout *Salmo gairdneri*, in hard and soft water. Water Res. 10: 199-206.

Davis, J.C. 1976. Exigences et critères relatifs à l'oxygène dissous dans l'eau, et leurs particularités à l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 14101. 111 pp.

Davis, J.C. et R.A.W. Hoos. 1975. Use of sodium pentachlorophenate and dehydroabietic acid as reference toxicants for salmonid bioassays. J. Fish. Res. Board Can. 32: 411-416.

De Sylva, D.P. 1969. Theoretical consideration of the effects of heated effluents on marine fishes. *Dans* Biological Aspects of Thermal Pollution. P.A. Krenkel and F.L. Parker (eds.). Vanderbilt University Press, Nashville, Tennessee. pp. 229-293.

Defoe, D.L., G.D. Veith et R.W. Carlson. 1978. Effects of Aroclor (R) 1248 and 1260 on the fathead minnow (*Pimephales promelas*). J. Fish. Res. Board Can. 35: 997-1002.

DeGraeve, G.M., R.L. Overcast et H.L. Bergman. 1980. Toxicity of underground coal gasification condenser water and selected constituents to aquatic biota. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9: 543-555.

DeGraeve, G.M., R.G. Elder, D.C. Woods et H.L. Bergman. 1982. Effects of naphthalene and benzene on fathead minnows and rainbow trout. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 11: 487-490.

Demayo, A. et M.C. Taylor. 1983. Le cuivre. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Demayo, A., M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1980. Lead. *Dans* Guidelines for Surface Water Quality. Vol. 1. Inorganic Chemical Substances. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Demayo, A., M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1982. L'arsenic. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Demayo, A., M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1983. Sélénium. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Deshmukh, S.S. et V.B. Marathe. 1980. Size related toxicity of copper and mercury to *Lebistes reticulatus* (Peter), *Labeo rohita* (Ham.) and *Cyprinus carpio* (Linn.). Indian J. Exp. Biol. 18: 421-423.

Devlin, E.W., J.D. Brammer et R.L. Puyear. 1982. Acute toxicity of toluene to three age groups of fathead minnows (*Pimephales promelas*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29: 12-17.

Dickson, D.R. 1976. Pollution thermique de l'environnement aquatique. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 14110. 68 pp.

Dixon, D.G. et J.W. Hilton. 1985. Effects of available dietary carbohydrate and water temperature on the chronic toxicity of waterborne copper to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 1007-1013.

Doudoroff, P. 1976. Toxicity to Fish of Cyanides and Related Compounds: A Review. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/3-76-038. 154 pp.

Doudoroff, P. 1980. A Critical Review of Recent Literature on Toxicity of Cyanides to Fish. American Petroleum Institute, Washington, D.C. 71 pp.

Doudoroff, P., S.J. Broderius, G. Leduc, G.F. Lee et D.L. Swanson. 1979. Cyanide. *Dans* A Review of the EPA Red Book: Quality Criteria for Water. R.V. Thurston, R.C. Russo, C.M. Fetterolf, Jr., T.A. Edsall and Y.M. Barber, Jr. (eds.). Water Quality Section, Am. Fish. Soc., Bethesda, Maryland. pp. 106-112.

Dowden, B.F. et H.J. Bennett. 1965. Toxicity of selected chemicals to certain animals. J. Water Pollut. Control Fed. 37: 1308-1316. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985g.)

Driscoll, C.T., Jr., J.P. Baker, J.J. Bisogni, Jr. et C.L. Schofield. 1980. Effect of aluminium speciation of fish in dilute acidified waters. Nature (London) 284: 161-164.

Eaton, J.G. 1973. Chronic toxicity of a copper, cadmium and zinc mixture to the fathead minnow (*Pimephales promelas* Rafinesque). Water Res. 7: 1723-1736.

Eaton, J.G., J.M. McKim et G.W. Holcombe. 1978. Metal toxicity to embryos and larvae of seven fresh water fish species – 1. Cadmium. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19: 95-103.

EIFAC. 1965. Water quality criteria for European fresh water fish. Report on finely divided solids and inland fisheries. European Inland Fisheries Advisory Commission. Air Water Pollut. 9: 151-168.

EIFAC. 1969. Water quality criteria for European freshwater fish – extreme pH values and inland fisheries. European Inland Fisheries Advisory Commission. Water Res. 3: 593-611.

Environnement Canada. 1983a. L'hexachlorobutadiène. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 2. Les substances chimiques organiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

Environnement Canada. 1983b. Les phtalates. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 2. Les substances chimiques organiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

Fandrei, G. et H.L. Collins. 1979. Total residual chlorine: the effect of short-term exposure on the emerald shiner *Notropis atherinoides* (Rafinesque). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23: 262-268. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985d.)

Federal Water Pollution Control Administration. 1968. Water Quality Criteria. Report of the National Technical Advisory Committee, FWPCA. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 234 pp.

Ferguson, J.F. et J. Gavis. 1972. A review of the arsenic cycle in natural waters. Water Res. 6: 1259-1274.

Fetterolf, C.M. 1975. PCB body burdens deny full use of the Great Lakes fishery resource. *Dans* U.S. EPA Natl. Conf. on Polychlorinated Biphenyls, November 19-21, Chicago, Illinois. pp. 345-347.

Folmar, L.C. 1980. Effects of short-term field applications of acrolein and 2,4-D (DMA) on flavour of the flesh of rainbow trout. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 217-224.

Fox, M.E. et S.R. Joshi. 1984. The fate of pentachlorophenol in the Bay of Quinte, Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 10: 190-196.

Franco, P.J., K.L. Daniels, R.M. Cushman et G.A. Kazlow. 1984. Acute toxicity of a synthetic oil, aniline and phenol to laboratory and natural populations of chironomid (Diptera) larvae. Environ. Pollut. 34A: 321-331.

Freeman, H.C. et G.B. Sangalang. 1976. Changes in steroid hormone metabolism as a sensitive method of monitoring pollutants and contaminants. *Dans* Proc. 3rd Aquatic Toxicity Workshop, Halifax, Nova Scotia. Canada Environmental Protection Service Surv. Rep. EPS-5AR-77-1. (Mentionnée dans CNRC 1979a.)

Freeman, R.A. et W.H. Everhart. 1971. Toxicity of aluminium hydroxide complexes in neutral and basic media to rainbow trout. Trans. Am. Fish. Soc. 4: 644-658.

Fromm, P.O. 1980. A review of some physiological and toxicological responses of freshwater fish to acid stress. Environ. Biol. Fishes 5: 79-93.

Fromm, P.O. et R.M. Stokes. 1962. Assimilation and metabolism of chromium by trout. J. Water Pollut. Control Fed. 34: 1151-1155.

Frost, D.V. 1967. Arsenicals in biology – retrospect and prospect. Fed. Proc. Fed. Am. Soc. Exp. Biol. 26: 194-208.

Fry, F.E.J. 1967. Responses of vertebrate poikilotherms to temperature. *Dans* Thermobiology. A.H. Rose (ed.). Academic Press, New York. pp. 375-409.

Gerhart, E.H. et R.M. Carlson. 1978. Hepatic mixed-function oxidase activity in rainbow trout exposed to several polycyclic aromatic compounds. Environ. Res. 17: 284-295.

Getz, L.L., A.W. Haney, R.W. Larimore, J.A. McNurney, H.V. Leland, P.W. Price, G.L. Rolfe, R.L. Wortman, J.L. Hudson, R.L. Solomon et K.A. Reinbold. 1977. Transport and distribution in a watershed ecosystem. *Dans* Lead in the Environment. W.R. Boggess and B.G. Wixson (eds.). Prepared for the National Science Foundation, Castle House Publ., Turnbridge Wells, Kent, U.K. NSF/RA-77-214. pp. 105-134.

Geyer, H., G. Politzki et D. Freitag. 1984. Prediction of ecotoxicological behaviour of chemicals: Relationship between n-octanol/water partition coefficient and bioaccumulation of organic chemicals by alga *Chlorella*. Chemosphere 13: 269-284.

Giattina, J.D., R.R. Garton et D.G. Stevens. 1982. Avoidance of copper and nickel by rainbow trout as monitored by a computer-based data acquisition system. Trans. Am. Fish. Soc. 111: 491-504.

Giddings, J.M. 1979. Acute toxicity to *Selenastrum capricornutum* of aromatic compounds from coal conversion. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23: 360-364.

Giesy, J.P., Jr., G.J. Leversee et D.R. Williams. 1977. Effects of naturally occurring aquatic organic fractions on cadmium toxicity to *Simocephalus serrulatus* (Daphnidae) and *Gambusia affinis* (Poeciliidae). Water Res. 11: 1013-1020.

Giles, M.A., H.S. Majewski et B. Hobden. 1984. Osmoregulatory and hematological responses of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) to extended environmental acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1686-1694.

Gissel-Nielsen G. et M. Gissel-Nielsen. 1973. Ecological effects of selenium application to field crops. Ambio 2: 114-117.

Gledhill, W.E., R.G. Kaley, W.J. Adams, O. Hicks, P.R. Michael et V.W. Seager. 1980. An environmental safety assessment of butylbenzyl phthalate. Environ. Sci. Technol. 14: 301-305.

Glooschenko, V. et W. Glooschenko. 1975. Effect of polychlorinated biphenyl compounds on growth of Great Lakes phytoplankton. Can. J. Bot. 53: 653-659.

Glooschenko, V. et J.N.A. Lott. 1977. The effects of chlordane on the green alga *Scenedesmus quadricauda* and *Chlamydomonas* sp. Can. J. Bot. 55: 2866-2872.

Goettl, J.P., Jr., P.H. Davies et J.R. Sinley. 1976. Laboratory studies: water pollution studies. *Dans* Colorado Fisheries Research Review 1972-1975. O.B. Cope (ed.). Colorado Div. Wildl. Publ. DOW-R-R-F72-F75. Denver, Colorado. p. 74.

Grieco, M.P., J.D. Hendricks, R.A. Scanlan, R.O. Sinnhuber et D.A. Pierce. 1978. Carcinogenicity and acute toxicity of dimethylnitrosamine in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Natl. Cancer Inst. 60: 1127-1130.

Gunn, J.M. et W. Keller. 1984. Spawning site water chemistry and lake trout (*Salvelinus namaycush*) sac fry survival during spring snowmelt. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 319-329.

Gupta, P.K. et P.S. Rao. 1982. Toxicity of phenol, pentachlorophenol and sodium pentachlorophenate to a freshwater pulmonate snail *Lymnaea acuminata* (Lamarck). Arch. Hydrobiol. 94: 210-217.

Hale, J.G. 1977. Toxicity of metal mining wastes. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 17: 66-73.

Hallett, D.J. et R.W. Brecher. 1984. Cycling of polynuclear aromatic hydrocarbons in the Great Lakes ecosystem. *Dans* Toxic Contaminants in the Great Lakes. J.O. Nriagu and M.S. Simmons (eds.). John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. pp. 213-238.

Halter, M.T., W.J. Adams et H.E. Johnson. 1980. Selenium toxicity to *Daphnia magna*, *Hyallela azteca* and the fathead minnow in hard water. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 102-108.

Hamilton, A.L. 1972. A survey of mercury levels in the biota of a mercury-contaminated river system in northwestern Ontario. *Dans* Mercury in the Aquatic Environment: A Summary of Research Carried Out by the Freshwater Institute, 1970-1971. J.F. Uthe (ed.). Fish. Res. Board Can. Manuscript Rep. Ser. No. 1167. pp. 27-39.

Hart, B.A. 1975. Bioconcentration and toxicity of cadmium in *Chlorella pyrenoidosa*. *Dans* The Effect of Cadmium on Freshwater Phytoplankton. Prepared for Office of Water Research and Technology, Washington, D.C. PB-257 547. pp. 1-31. (Mentionnée dans Reeder et coll. 1983a).

Hart, B.T. 1974. A Compilation of Australian Water Quality Criteria. Australian Water Resources Council, Department of Environment and Conservation. Australian Government Publ. Serv., Canberra. Tech. Pap. 7. 349 pp.

Harvey, H.H. 1979. The acid deposition problem and emerging research needs in the toxicology of fishes. *Dans* Proc. 5th Annu. Aquatic Toxicity Workshop, Nov. 1978, Hamilton, Ontario. Can. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. 862. pp. 115-128.

Havas, M. et G.E. Likens. 1985. Toxicity of aluminum and hydrogen ions to *Daphnia catawba*, *Holopedium gibberum*, *Chaoborus punctipennis*, and *Chironomus anthrocinus* from Mirror Lake, New Hampshire. Can. J. Zool. 63: 1114-1119.

Hazel, R.H., C.E. Burkhead et D.G. Huggins. 1979. The Development of Water Quality Criteria for Ammonia and Total Residual Chlorine for the Protection of Aquatic Life in Two Johnson County, Kansas Streams. Office of Water Research and Technology, U.S. Dep. of the Interior, Washington, D.C. 146 pp.

Henderson, D., Q.H. Pickering et C.M. Tarzwell. 1959. Relative toxicity of ten chlorinated hydrocarbon insecticides to four species of fish. Trans. Am. Fish. Soc. 8: 23-32.

Hendrey, G.R., K. Baalsrud, T.S. Traaen, M. Laake et G. Raddum. 1976. Acid precipitation: some hydrobiological changes. Ambio 5: 224-227.

Herbes, S.E. 1976. Transport and bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in aquatic systems. *Dans* Coal Technology Program Quarterly Progress Report for the Period Ending December 31, 1975. Oak Ridge National Lab., Oak Ridge, Tennessee. ORNL-5120. pp. 65-70.

Hermanutz, R. 1978. Endrin and malathion toxicity to flagfish (*Jordanella floridae*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 7: 159-168.

Hilton, J.W., P.V. Hodson, H.E. Braun, J.L. Leatherland et S.J. Slinger. 1983. Contaminant accumulation and physiological response in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) reared on naturally contaminated diets. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1987-1994.

Hodson, P.V. 1976. w-amino levulinic acid dehydratase activity of fish blood as an indicator of a harmful exposure to lead. J. Fish. Res. Board Can. 33: 268-271.

Hodson, P.V. et B.R. Blunt. 1981. Temperature-induced changes in pentachlorophenol chronic toxicity to early life stages of rainbow trout. Aquat. Toxicol. 1: 113-127.

Hodson, P.V., D.J. Spry et B.R. Blunt. 1980. Effects on rainbow trout (*Salmo gairdneri*) of a chronic exposure to waterborne selenium. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 233-240.

Hodson, P.V., D.M. Whittle et D.J. Hallett. 1984. Selenium contamination of the Great Lakes and its potential effects on aquatic biota. *Dans* Toxic Contaminants in the Great Lakes. J.O. Nriagu and M.S. Simmons (eds.). John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. pp. 371-391.

Holcombe, G.W. et R.W. Andrew. 1978. The Acute Toxicity of Zinc to Rainbow and Brook Trout. Comparisons in Hard and Soft Water. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-78-094.

Holcombe, G.W., D.A. Benoit, E.N. Leonard et J.W. McKim. 1976. Long-term effects of lead exposure on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). J. Fish. Res. Board Can. 33: 1731-1734.

Holcombe, G.W., G.L. Phipps et J.T. Fiandt. 1982. Effects of phenol, 2,4-dimethylphenol, 2,4-dichlorophenol, and pentachlorophenol on embryo, larval, and early-juvenile fathead minnows (*Pimephales promelas*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 11: 73-78.

Holcombe, G.W., G.L. Phipps et J.T. Fiandt. 1983. Toxicity of selected priority pollutants to various aquatic organisms. Ecotoxicol. Environ. Saf. 7: 400-409.

Holcombe, G.W., G.L. Phipps, J.L. Knuth et T. Felhaber. 1984. The acute toxicity of selected substituted phenols, nitrobenzenes and benzoic acid esters to fathead minnows *Pimephales promelas*. Environ. Pollut. 35A: 367-381.

Holm, H.W. et M.F. Cox. 1974. Mercury in aquatic systems: Methylation, Oxidation-reduction, and Bioaccumulation. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. EPA-660/3-74-021.

Holtze, K.E. 1983. Effects of pH and Ionic Strength on Aluminum Toxicity to Early Developmental Stages of Rainbow Trout (*Salmo gairdneri* Richardson). Ontario Ministry of the Environment, Rexdale, Ontario. 39 pp.

Hornshaw, T.C., R.J. Aulerich et H.E. Johnson. 1983. Feeding Great Lakes fish to mink: effects on mink and accumulation and elimination of PCBs by mink. J. Toxicol. Environ. Health 11: 933-946.

Hose, J.E., J.B. Hannah, H.W. Puffer et M.L. Landolt. 1984. Histologic and skeletal abnormalities in benzo(a)pyrene-treated rainbow trout alevins. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 675-684.

Houston, A.H. 1983. Effets de la pollution thermique sur les poissons. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC n° 18567. 210 pp.

Huang, J. et E.F. Gloyna. 1968. Effect of organic compounds on photosynthetic oxygenation – I. Chlorophyll destruction and suppression of photosynthetic oxygen production. Water Res. 2: 347-366.

Huey, D.W. et T.L. Beitinger. 1980. Toxicity of nitrite to larvae of the salamander, *Ambystoma texanum*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25: 909-912.

Huey, D.A., B.A. Simco et D.W. Criswell. 1980. Nitrite-induced methemoglobin formation in channel catfish. Trans. Am. Fish. Soc. 109: 558-562.

Hutchinson, T.C. 1973. Comparative studies of the toxicity of heavy metals to phytoplankton and their synergistic interaction. Water Pollut. Res. Can. 8: 68-90.

Hutchinson, T.C. et P.M. Stokes. 1975. Heavy metal toxicity and algal bioassays. Water Quality Parameters. American Society for Testing and Materials Spec. Tech. Publ. 573. pp. 320-343.

Hutchinson, T.C., A. Fedorenko, J. Fitchko, A. Kuja, J. VanLoon et J. Lichwa. 1975. Movement and compartmentation of nickel and

copper in an aquatic ecosystem. *Dans* Environmental Biogeochemistry. Vol. 2. J. Nriagu (ed.). Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Michigan. pp. 565-585.

IEC Beak Consultants Ltd. 1983. Study of In-mill Effluent Toxicity at the Terrace Bay Pulping Operation. Malton, Ontario. 200 pp. (Mentionnée dans Ontario Ministry of the Environment 1984.)

Inglis, A. et E.L. Davis. 1972. Effects of Water Hardness on the Toxicity of Several Organic and Inorganic Herbicides to Fish. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Tech. Pap. 67. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985b.)

Isensee, A.R., P.C. Kearney, E.A. Woolson, G.E. Jones et V.P. Williams. 1973. Distribution of alkyl arsenicals in model ecosystem. Environ. Sci. Technol. 7: 841-845.

Iwama, G.K. et G.L. Greer. 1979. Toxicity of sodium pentachlorophenate to juvenile chinook salmon under conditions of high loading density and continuous-flow exposure. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23: 711-716. (Mentionnée dans McKee et coll. 1984.)

Jackson, G.A. 1976. Biologic half-life of endrin in channel catfish tissues. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 16: 505-507.

Jarvinen, A.W. et R.M. Tyo. 1978. Toxicity to fathead minnows of endrin in food and water. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 7: 409-421.

Jarvinen, A.W., M.J. Hoffman et T.W. Thorslund. 1977. Long-term toxic effects of DDT food and water exposure on fathead minnows (*Pimephales promelas*). J. Fish. Res. Board Can. 34: 2089-2103.

Johnson, W.W. et M.T. Finley. 1980. Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates. Summaries of Toxicity Tests Conducted at Columbia National Fisheries Research Laboratory, 1965-78. Fish and Wildl. Serv., U.S. Dep. of the Interior, Washington, D.C. Res. Publ. 137. 98 pp. (Mentionnée dans McKee et coll. 1984; U.S. EPA 1985b.)

Johnson, W.W. et A.M. Julin. 1980. Acute Toxicity of Toxaphene to Fathead Minnows, Channel Catfish, and Bluegills. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-80-005.

Jones, P.A. 1984. Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien: supplément 1983. SPE 3-EP-84-3F. Direction des produits chimiques commerciaux, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa.

Karlander, E.P. et R.W. Krauss. 1972. Absorption and toxicity of beryllium and lithium in *Chlorella vanniellii* Shihira and Krauss. Chesapeake Sci. 13: 245-253. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980c.)

Kauss, P.B. et T.C. Hutchinson. 1975. Effects of water-soluble petroleum components on the growth of *Chlorella vulgaris* Beijerinck. Environ. Pollut. 9A: 157-174.

Keeney, W.L., W.G. Breck, G.W. VanLoon et J.A. Page. 1976. The determination of trace metals in *Cladophora glomerata – C. glomerata* as a potential biological monitor. Water Res. 10: 981-984.

Kennedy, V.S. et J.S. Mihursky. 1967. Bibliography on the Effects of Temperature in the Aquatic Environment. Natural Resources Institute, University of Maryland, College Park, Maryland. 89 pp.

Kimball, G.L., L.L. Smith, Jr. et S.J. Broderius. 1978. Chronic toxicity of hydrogen cyanide to the bluegill. Trans. Am. Fish. Soc. 197: 341-345.

Kincheloe, J.W., G.A. Wedemeyer et D.L. Koch. 1979. Tolerance of developing salmonid eggs and fry to nitrate exposure. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23: 575-578.

Kinne, O. (ed.). 1970. Marine Ecology. Vol. 1. Environmental Factors. Part I. Wiley Interscience, New York. pp. 321-616.

Knepp, G.L. et G.F. Arkin. 1973. Ammonia toxicity levels and nitrate tolerance of channel catfish. Prog. Fish Cult. 35: 221-224.

Kobayashi, K. et H. Akitake. 1975. Studies on the metabolism of chlorophenols in fish. I. Absorption and excretion of pentachlorophenol by goldfish. Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish. 41: 87-92

Koenst, W.M., L.L. Smith, Jr. et S.J. Broderius. 1977. Effect of chronic exposure of brook trout to sublethal concentrations of hydrogen cyanide. Environ. Sci. Technol. 11: 883-887.

Kovacs, T.G. 1979. The Effect of Temperature on Cyanide Toxicity to Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*). I. Acute Effects. II. Chronic Effects. M.Sc. Thesis. Dep. Biol. Sci., Concordia University, Montreal, Quebec.

Kovacs, T.G. et G. Leduc. 1982. Acute toxicity of cyanide to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) acclimated at different temperatures. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1426-1429.

Lakota, S., A. Raszka, J. Koszkowski, S. Hlond et F. Kozlowski. 1983. Toxic effects of DDT, lindane, and toxaphene on the fry of the carp, *Cyprinus carpio*, as revealed by an acute test. Folia Biol. (Krakow) 31: 93-99.

Lamb, D.S. et G.C. Bailey. 1981. Acute and chronic effects of alum to midge larvae (Dipteria: Chironomidae). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 27: 59-67.

Lamperti, L.P. 1976. Some Effects of Life Stage, Temperature, pH and Alkalinity on the Acute Toxicity of Inorganic Chloramines to Young Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*). M.S. Thesis. Oregon State University, Corvallis, Oregon. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985d.)

Langer, O.E. 1980. Effects of sedimentation on salmonid stream life. *Dans* Report on the Technical Workshop on Suspended Solids and the Aquatic Environment. K. Weagle (ed.). Affaires indiennes et du Nord Canada, Whitehorse, Yukon. Contract No. Ott-80-019. 21 pp.

Larson, G.L., F.E. Hutchins et L.P. Lamperti. 1977. Laboratory determination of acute and sublethal toxicities of inorganic chloramines to early life stages of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Trans. Am. Fish. Soc. 106: 268-277.

Larson, G.L., C.E. Warren, F.E. Hutchins, L.P. Lamperti, D.A. Schlesinger et W.K. Seim. 1978. Toxicity of Residual Chlorine Compounds to Aquatic Organisms. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-78-023.

Laseter, J.L., C.K. Bartell, A.L. Laska, D.G. Holmquist et D.B. Condie. 1976. An Ecological Study of Hexachlorobutadiene (HCBD). U.S. Environmental Protection Agency. EPA-68-01-2689.

Laska, A.L., C. Bartell et J. Laseter. 1978. Acute and chronic effects of hexachlorobenzene and hexachlorobutadiene in red swamp crayfish (*Procambarus clarki*) and selected fish species. Toxicol. Appl. Pharmacol. 43: 1-12.

LeBlanc, G.A. 1980. Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 684-691.

LeBlanc, G.A., J.D. Mastone, A.P. Paradice et B.F. Wilson. 1984. The influence of speciation on the toxicity of silver to fathead minnow (*Pimephales promelas*). Environ. Toxicol. Chem. 3: 37-46. (Mentionnée dans Jones 1984.)

Leduc, G. 1977. The role of cyanide as an ecological stressing factor to fish. *Dans* Recent Advances in Fish Toxicology. A Symposium. R.A. Tubb (ed.). U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon. EPA-600/3-77-085. pp. 152-182.

Leduc, G., G. Gravel, L.R. Seguin, B. Vincent et F. Guibert. 1973. The use of sodium cyanide as a fish eradicant in some Quebec lakes. Nat. Can. 100: 1-10.

Leduc, G., R.C. Pierce et I.R. McCracken. 1983. Effets des cyanures sur les organismes aquatiques, notamment sur les poissons d'eau douce. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 19247. 144 pp.

Lee, D. 1976. Development of an Invertebrate Bioassay to Screen Petroleum Refinery Effluents Discharged into Fresh Water. Ph.D. Thesis. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blackburg, Virginia. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985g.)

Leino, R.L. et J.H. McCormick. 1984. Morphological and morphometrical changes in chloride cells of the gills of *Pimephales promelas* after chronic exposure to acid water. Cell Tissue Res. 236: 121-128.

Leivestad, H., G. Hendrey, I.P. Muniz et E. Snekvik. 1976. Effects of acid precipitation on freshwater organisms. *Dans* Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway. F.J. Braekke (ed.). S.N.S.F. Project, Norsk Institutt for Skogforskning, Norges Landbrukshogskole, Norway. Research Rep. 6(76). pp. 87-111.

Lemke, A.E. 1980. Comprehensive Report. Interlaboratory Comparison Acute Testing Set. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota.

Levings, C.D. 1983. Les conséquences écologiques du dragage et de élimination des résidus du dragage dans les eaux canadiennes. Comité associé sur les critières scientifiques concernant l'état de

l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18131. 150 pp.

Lewis, M.A. 1983. Effect of loading density on the acute toxicities of surfactants, copper and phenol to *Daphnia magna* Straus. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 12: 51-55.

Lewis, W.M., Jr. et D.P. Morris. 1986. Toxicity of nitrite to fish: a review. Trans. Am. Fish. Soc. 115: 183-195.

Lima, A.R., C. Curtis, D.E. Hammermeister, T.P. Markee, C.E. Northcott et L.T. Brooke. 1984. Acute and chronic toxicities of arsenic(III) to fathead minnows, flagfish, daphnids, and an amphipod. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 595-601.

Lind, D.T., L.L. Smith, Jr. et S.J. Broderius. 1977. Chronic effects of hydrogen cyanide on the fathead minnow. J. Water Pollut. Control Fed. 49: 262-268.

Lloyd, D.S. 1985. Turbidity in Fresh Water Habitats of Alaska: A Review of Published and Unpublished Literature Relevant to the Use of Turbidity as a Water Quality Standard. Habitat Division, Alaska Dep. of Fish and Game, Juneau, Alaska. Rep. No. 85-1.

Lock, R.A.C. 1975. Uptake of methylmercury by aquatic organisms from water and food. *Dans* Sublethal Effects of Toxic Chemicals on Aquatic Animals. Proc. Swedish-Netherlands Symp. J.H. Koeman and J.J.T.W.A. Strik (eds.). Elsevier Sci. Publ. Co., New York. pp. 61-79.

Lock, R.A.C. et A.P. Van Overbeeke. 1981. Effects of mercuric chloride and methylmercuric chloride on mucus secretion in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. Comp. Biochem. Physiol. 69C: 67-73.

Lock, R.A.C., P.M.J.M. Cruijsen et A.P. Van Overbeeke. 1981. Effects of mercuric chloride and methylmercuric chloride on the osmoregulatory function of the gills in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. Comp. Biochem. Physiol. 68C: 151-159.

Lorz, H.W., R.H. Williams et C.A. Fustish. 1978. Effects of Several Metals on Smolting of Coho Salmon. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon. EPA-600/3-78-090.

Lu, P.-Y. et R.L. Metcalf. 1975. Environmental fate and biodegradability of benzene derivatives as studied in a model aquatic ecosystem. Environ. Health Perspect. 10: 269-284.

Lu, P.-Y., R.L. Metcalf, N. Plummer et D. Mandel. 1977. The environmental fate of three carcinogens; benzo-(a)-pyrene, benzidine, and vinyl chloride evaluated in laboratory model ecosystems. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 6: 129-142.

Lunde, G. 1970. Analysis of arsenic and selenium in marine raw materials. J. Sci. Food Agric. 21: 242-247.

Macek, K.J. et W.A. McAllister. 1970. Insecticide susceptibility of some common fish family representatives. Trans. Am. Fish. Soc. 99: 20-27.

Macek, K.J., C. Hutchinson et O.B. Cope. 1969. The effects of temperature on the susceptibility of bluegills and rainbow trout to selected pesticides. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 4: 174-183.

Macek, K.J., K.S. Buxton, S.K. Derr, J.W. Dean et S. Sauter. 1976. Chronic Toxicity of Lindane to Selected Aquatic Invertebrates and Fishes. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 600/3-76-046. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980aj.)

Macek, K.J., M.A. Lindberg, S. Sauter, K.S. Buxton et P.A. Costa. 1976. Toxicity of Four Pesticides to Water Fleas and Fathead Minnows: Acute and Chronic Toxicity of Acrolein, Heptachlor, Endosulfan, and Trifuluralin to the Water Flea (*Daphnia magna*) and the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-76-099.

MacLeod, J.C. et E. Pessah. 1973. Temperature effects on mercury accumulation, toxicity, and metabolic rate in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Board Can. 30: 485-492.

Maki, A.W. et H.E. Johnson. 1975. Effects of PCB (Aroclor (R) 1254) and *p,p'*DDT on production and survival of *Daphnia magna* Strauss. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13: 412-416.

Marking, L.L. 1966. Evaluation of *p,p'*-DDT as a reference toxicant in bioassays. *Dans* Investigations in Fish Control. U.S. Fish Wildl. Serv. Resour. Publ. 14, U.S. Dep. of the Interior. pp. 3-10.

Marking, L.L. 1977. Method of assessing additive toxicity of chemical mixtures. *Dans* Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation. F.L. Mayer and J.L. Hamelink (eds.). American Society for Testing and Materials, Memphis, Tennessee. ASTM Spec. Tech. Publ. 634. pp. 99-108.

Martens, D.W. et J.A. Servizi. 1974. Acute Toxicity of Municipal Sewage to Fingerling Sockeye Salmon. Int. Pacific Salmon Fish. Comm. Prog. Rep. No. 29. New Westminster, British Columbia. 18 pp.

Martens, D.W., R.W. Gordon et J.A. Servizi. 1980. Toxicity of Butoxyethyl Ester of 2,4-D to Selected Salmon and Trout. Int. Pacific Salmon Fish. Comm. Prog. Rep. No. 40. New Westminster, British Columbia.

Mathis, B.J. et T.F. Cummings. 1973. Selected metals in sediments, water and biota in the Illinois River. J. Water Pollut. Control Fed. 45: 1573-1583.

Mattson, V.R., J.W. Arthur et C.T. Walbridge. 1976. Acute Toxicity of Selected Organic Compounds to Fathead Minnows. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-76-097.

Mauck, W.L., P.M. Mehrle et F.L. Mayer. 1978. Effects of the polychlorinated biphenyl Aroclor (R) 1254 on growth, survival, and bone development in brook trout (*Salvelinus fontinalis*). J. Fish. Res. Board Can. 35: 1084-1088.

Mayer, F.L. 1976. Residue dynamics of di-(2-ethylhexyl) phthalate in fathead minnows (*Pimephales promelas*). J. Fish. Res. Board Can. 33: 2610-2613.

Mayer, F.L. et H.O. Sanders. 1973. Toxicology of phthalic acid esters in aquatic organisms. Environ. Health Perspect. 3: 153-157.

Mayer, F.L., P.M. Mehrle, Jr. et W.P. Dwyer. 1975. Toxaphene Effects on Reproduction, Growth and Mortality of Brook Trout. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-600/3-75-013.

Mayer, F.L., P.M. Mehrle, Jr. et H.O. Sanders. 1977. Residue dynamics and biological effects of polychlorinated biphenyls in aquatic organisms. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 5: 501-511.

Mayer, F.L., P.M. Mehrle, Jr. et W.P. Dwyer. 1977. Toxaphene: Chronic Toxicity to Fathead Minnows and Channel Catfish. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-77-069.

McBride, J.R., H.M. Dye et E.M. Donaldson. 1981. Stress response of juvenile sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) to the butoxyethanol ester of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 27: 877-884.

McCarty, L., M. Lupp et M. Shea. 1984. Chlorinated Benzenes in the Aquatic Environment. Scientific Criteria Document for Standard Development No. 3-84. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario.

McCoy, E.F. 1972. Role of Bacteria in the Nitrogen Cycle in Lakes. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-16010-EHR-03/72.

McDonald, D.G. 1983. The interaction of environmental calcium and low pH on the physiology of the rainbow trout, *Salmo gairdneri*; I. Branchial and renal net ion and H^+ fluxes. J. Exp. Biol. 102: 123-140.

McKee, J.E. et H.W. Wolf. 1963. Water Quality Criteria. 2nd edition. Resources Agency of California State Water Quality Control Board, Sacramento, California. Publ. 3-A.

McKee, P.M., R.P. Scroggins et D.M. Casson. 1984. Chlorinated Phenols in the Aquatic Environment. Scientific Criteria Document for Standard Development No. 2-84. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario.

McKim, J.M., G.F. Olson, G.W. Holcombe et E.P. Hunt. 1976. Long-term effect of methylmercuric chloride on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*): toxicity, accumulation, distribution and elimination. J. Fish. Res. Board Can. 33: 2726-2739.

McKim, J.M., J.G. Eaton et G.W. Holcombe. 1978. Metal toxicity to embryos and larvae of eight species of fresh water fish – II. Copper. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19: 608-616.

McLeay, K.J., G.L. Ennis, I.K. Birtwell et G.F. Hartman. 1984. Effects on Arctic Grayling (*Thymallus arcticus*) of Prolonged Exposure to Yukon Placer Mining Sediment: A Laboratory Study. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 1241. West Vancouver, British Columbia. 96 pp.

McNaught, D.C., D. Griesmer, M. Buzzard et M. Kennedy. 1984. PCBs in Saginaw Bay: Development of Functional Indices to Estimate

Inhibition of Ecosystem Fluxes. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-84-008.

Mehrle, P.M. et F.L. Mayer. 1976. Di-2-ethylhexyl phthalate: residue dynamics and biological effects in rainbow trout and fathead minnows. *Dans* Proc. 10th Annu. Conf. Trace Substances in Environmental Health. D.D. Hemphill (ed.). University of Missouri, Columbia, Missouri. pp. 519-524.

Merkens, J.C. 1958. Studies on the toxicity of chlorine and chloramines to the rainbow trout. Water Waste Treat. J. 7: 150-151. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985d.)

Messer, J.J., J. Ho et W.J. Grenney. 1984. Ionic strength correction for extent of ammonia ionization in freshwater. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 811-815.

Meyn, E.L., R.K. Zajdel et R.V. Thurston. 1984. Acute Toxicity of Ferro Cyanide and Ferric Cyanide to Rainbow Trout. Fish Bioassay Laboratory, Montana State University, Bozeman, Montana. Tech. Rep. 84-1.

Michnowicz, C.J. et T.E. Weaks. 1984. Effects of pH on toxicity of As, Cr, Cu, Ni and Zn to *Selenastrum capricornutum* Printz. Hydrobiologia 118: 299-305.

Miles, J.R.W. et C.R. Harris. 1973. Organochlorine insecticide residues in streams draining agricultural, urban-agricultural, and resort areas of Ontario, Canada – 1971. Pestic. Monit. J. 6: 363-368.

Millemann, R.E., W.J. Birge, J.A. Black, R.M. Cushman, K.L. Daniels, P.J. Franco, J.M. Giddings, J.F. McCarthy et A.J. Stewart. 1984. Comparative acute toxicity to aquatic organisms of components of coal-derived synthetic fuels. Trans. Am. Fish. Soc. 113: 74-85.

Moles, A., S. Bates, S.D. Rice et S. Korn. 1981. Reduced growth of coho salmon fry exposed to two petroleum components, toluene and naphthalene in fresh water. Trans. Am. Fish. Soc. 110: 430-436.

Mount, D.I. 1966. The effect of total hardness and pH on acute toxicity of zinc to fish. Air Water Pollut. 10: 49-56.

Mount, D.I. 1969. Developing thermal requirements for freshwater fishes. *Dans* Biological Aspects of Thermal Pollution. P.A. Krenkel and F.L. Parker (eds.). Vanderbilt University Press, Nashville, Tennessee. pp. 140-147.

Mount, D.I. 1973. Chronic effect of low pH on fathead minnow survival, growth and reproduction. Water Res. 7: 987-993.

Mount, D.I. et T.J. Norberg. 1984. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. Environ. Toxicol. Chem. 3: 425-434.

Mount, D.M. et C.E. Stephan. 1976. A method of establishing acceptable toxicant limits to fish of malathion and butoxy ethanol ester of 2,4-D. Trans. Am. Fish. Soc. 92: 185-193.

Muir, D.C.G., D.A. Metner, A.P. Blouw, N.P. Grift et W.L. Lockhart. 1980. Effects of water chemistry on the uptake of organic pollutants by fish in river water. *Dans* Proc. 6th Annu. Aquatic Toxicity Workshop. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 975. Dep. Fisheries and Oceans, Winnipeg, Manitoba. p. 12.

Murray, C.A. et C.D. Ziebell. 1984. Acclimation of rainbow trout to high pH to prevent stocking mortality in summer. Prog. Fish Cult. 46: 176-179.

Nagy, E., D.S. Painter et B.F. Scott. 1985. Fate and impact of 2,4-D in a pond ecosystem. *Dans* Proc. Ist Int. Symp. on Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and Related Haloragaceae Species, July 23-24, 1985, Vancouver, British Columbia. pp. 202-214.

Namminga, H.E., H.E. Scott et S.L. Burks. 1974. Distribution of copper, lead and zinc in selected components of a pond ecosystem. Proc. Okla. Acad. Sci. 54: 62-64.

National Fisheries Research Laboratory. 1980. Données inédites. Fish and Wildl. Serv., U.S. Dep. of the Interior. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980b.)

Nebeker, A.V. et F.A. Puglisi. 1974. Effect of polychlorinated biphenyls (PCB's) on survival and reproduction of *Daphnia*, *Gammarus*, and *Tanytarsus*. Trans. Am. Fish. Soc. 103: 722-728.

Nebeker, A.V., F.A. Puglisi et D.L. Defoe. 1974. Effect of polychlorinated biphenyl compounds on survival and reproduction of the fathead minnow and flagfish. Trans. Am. Fish. Soc. 103: 562-568.

Nebeker, A.V., et coll. 1980. Comparative Sensitivity of Rainbow Trout, Fathead Minnow and *Daphnia magna* to Silver and Endosulfan. Manuscript. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980ad.)

Nebeker, A.V., J.K. McCrady, R. Mshar et C.K. McAuliffe. 1983. Relative sensitivity of *Daphnia magna*, rainbow trout and fathead minnows to endosulfan. Environ. Toxicol. Chem. 1: 69-72.

Nebeker, A.V., C.K. McAulifie et R. Mshar. 1983. Toxicity of silver to steelhead and rainbow trout, fathead minnows and *Daphnia magna*. Environ. Toxicol. Chem. 2: 95-104.

Nebeker, A.V., C. Savonen, R.J. Baker et J. McCrady. 1984. Effects of copper, nickel and zinc on the life cycle of the caddisfly *Clistoronia magnifica* (Limnephilidae). Environ. Toxicol. Chem. 3: 645-649.

Nebeker, A.V., C. Savonen et D.G. Stevens. 1985. Sensitivity of rainbow trout early life stages to nickel chloride. Environ. Toxicol. Chem. 4: 233-239.

Nehring, R.B. 1976. Aquatic insects as biological monitors of heavy metal pollution. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 15: 147-154.

Neville, C.M. 1985. The physiological response of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri*, to acid and aluminum – prediction of field responses from laboratory data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 2004-2019.

Nichols, J.W., G.A. Wedemeyer, F.L. Mayer, W.W. Dickhoff, S.V. Gregory, W.T. Yasutake et S.D. Smith. 1984. Effects of fresh water exposure to arsenic trioxide on the parr-smolt transformation of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Environ. Toxicol. Chem. 3: 143-149.

Niethammer, K.R., D.H. White, T.S. Baskett, et M.W. Sayre. 1984. Presence and biomagnification of organochlorine chemical residues in oxbow lakes of Northeastern Louisiana. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 63-74.

Niimi, A.J. et Q.N. LaHam. 1975. Relative toxicity of organic and inorganic compounds of selenium to newly hatched zebrafish (*Brachydanio rerio*). Can. J. Zool. 54: 501-509.

Niimi, A.J. et L. Lowe-Jinde. 1984. Differential blood cell ratios of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) exposed to methylmercury and chlorobenzenes. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 303-311.

Niimi, A.J. et C.A. McFadden. 1982. Uptake of sodium pentachlorophenate (NaPCP) from water by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) exposed to concentrations in the ng/L range. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 28: 11-19.

Noggle, C.C. 1978. Behavioral, Physiological and Lethal Effects of Suspended Sediment on Juvenile Salmonids. M.S. Thesis. University of Washington, Seattle, Washington. 87 pp.

Odonnell, A.R., G. Mance et R. Norton. 1984. A Review of the Toxicity of Aluminum in Fresh Water. Water Research Centre, WRC Environment, Medmenham Laboratory, Marlow, Bucks, Great Britain. Tech. Rep. No. TR-197.

Ogata, M. et Y. Miyake. 1973. Identification of substances in petroleum causing objectionable odour in fish. Water Res. 7: 1493-1504.

Olson, G.F., D.I. Mount, V.J. Snarski et T.W. Thorslund. 1975. Mercury residues in fathead minnows, *Pimephales promelas* Rafinesque, chronically exposed to methylmercury in water. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14: 129-134.

Olson, P.A. et R.F. Foster. 1956. Effect of chronic exposure to sodium dichromate of young chinook salmon and rainbow trout. *Dans* Hanford Biological Research Annual Report for 1955. Hanford Atomic Products Operation, Richland, Washington. HW-41500. pp. 35-47. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980d.)

OMS. 1984. Guidelines for Drinking-water Quality. Vol. 1. Recommendations. Organisation mondiale de la santé, Genève.

Ontario Ministry of the Environment. 1977. St. Clair River Organic Study: Fish Toxicity and Tainting Evaluations for Selected Industrial Effluents. Limnology and Toxicity Section, Water Resources Branch, Toronto, Ontario.

Ontario Ministry of the Environment. 1979. Rationale for the Establishment of Ontario's Provincial Water Quality Objectives. Toronto, Ontario. 236 pp.

Ontario Ministry of the Environment. 1984. Water Management. Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures of the Ministry of the Environment, Revised. Toronto, Ontario. 70 pp.

Oseid, D. et L.L. Smith, Jr. 1979. The effects of hydrogen cyanide on *Asellus communis* and *Gammarus pseudolimnaeus* and changes in their competitive response when exposed simultaneously. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21: 439-447. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985g.)

Palachek, R.M. et J.F. Tomasso. 1984. Toxicity of nitrite to channel catfish (*Ictalurus punctatus*), tilapia (*Tilapia aurea*), and largemouth bass (*Micropterus salmoides*): evidence for a nitrite exclusion mechanism. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1739-1744.

Passino, D.R.M. et A.J. Novak. 1984. Toxicity of arsenate and DDT to the cladoceran *Bosmina longirostris*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 33: 325-329.

Patrick, R., T. Bott et R. Larson. 1975. The Role of Trace Elements in Management of Nuisance Growth. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-660/2-75-008.

Phipps, G.L., G.W. Holcombe et J.T. Fiandt. 1981. Acute toxicity of phenol and substituted phenols to the fathead minnow. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26: 585-593.

Pickering, Q.H. 1974. Chronic toxicity of nickel to fathead minnow. J. Water Pollut. Control Fed. 46: 760-764.

Pickering, Q.H. 1980. Chronic toxicity of hexavalent chromium to the fathead minnow (*Pimephales promelas*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9: 405-413.

Pickering, Q.H. et C. Henderson. 1966. Acute toxicity of some important petrochemicals to fish. J. Water Pollut. Control Fed. 38: 1419-1429.

Pickering, Q.H., E.P. Hunt, G.L. Phipps, T.H. Roush, W.E. Smith, D.L. Spehar, E E. Stephan et D.K. Tanner. 1983. Effects of pollution on fresh water fish and amphibians. J. Water Pollut. Control Fed. 55: 840-863.

Pierce, R.C., S.P. Mathur, D.T. Williams et M.J. Boddington. 1981. Esters phtaliques dans l'environnement aquatique. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 17584. 110 pp.

Post, G. et T.R. Schroeder. 1971. Toxicity of four insecticides to four salmonid species. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 6: 144-154.

Pruitt, G.W., B.J. Grantham et R.H. Pierce, Jr. 1977. Accumulation and elimination of pentachlorophenol by the bluegill, *Lepomis macrochirus*. Trans. Am. Fish. Soc. 106: 462-465.

Przytocka-Jusiak, M. 1976. Growth and survival of *Chlorella vulgaris* in high concentrations of nitrogen. Acta Microbiol. Pol. 25: 287-289.

Pulp and Paper Research Institute of Canada (PPRIC). 1979. Effects of Pulp Chlorination Conditions on the Formation of Toxic Chlorinated Compounds. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada. CPAR Rep. 828-1.

Qureshi, S.A. et A.B. Saksena. 1980. The acute toxicity of some heavy metals to *Tilapia mossambica* (Peters). Aqua (London) 1: 19-20.

Rabe, F.W. et S.B. Bauer. 1977. Heavy metals in lakes of the Coeur d'Alene River Valley, Idaho. Northwest Sci. 51: 183-197.

Ralston, J.G. 1986. Communication personnelle. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto (Ontario).

Ramamoorthy, S. et K. Blumhagen. 1984. Uptake of zinc, cadmium, and mercury by fish in the presence of competing compartments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 750-756.

Raney, E.C. et B.W. Menzel. 1967. Heated Effluents and Effects on Aquatic Life with Emphasis on Fishes – a Bibliography. Philadelphia Electric Co. and Ichthyology Bull. No. 1, Philadelphia, Pennsylvania.

Rao, T.S., M. Rao et S.B.S.K. Prasad. 1975. Median tolerance limits of some chemicals to the fresh water fish *Cyprinus carpio*. Indian J. Environ. Health 17: 140-146.

Reeder, S.W., A. Demayo et M.C. Taylor. 1983a. Le cadmium. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Reeder, S.W., A. Demayo et M.C. Taylor. 1983b. Le mercure. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Reinbold, K.A. et S.M. Pescitelli. 1982. Effects of Cold Temperature on Toxicity of Ammonia to Rainbow Trout, Bluegills and Fathead Minnows. Project Report. Draft. Contract No. 68-01-5832. Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois.

Reinert, R.E. 1970. Pesticide concentrations in Great Lakes fish. Pestic. Monit. J. 3: 233-240.

Rice, C.P. et M.S. Evans. 1984. Toxaphene in the Great Lakes. *Dans* Toxic Contaminants in the Great Lakes. J.O. Nriagu and M.S. Simmons (eds.). John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. pp. 163-194.

Rice, S.D. et J.E. Bailey. 1980. Survival, size and emergence of pink salmon, *Oncorhynchus gorbuscha*, alevins after short- and long-term exposures to ammonia. Fish. Bull. 78: 641-648.

Roberts, J.R., D.W. Rodgers, J.R. Bailey et M.A. Rorke. 1979. Polychlorobiphényles: critères biologiques pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16078. 208 pp.

Rodgers, J.H., K.L. Dickson et M.J. DeFoer. 1983. Bioconcentration of lindane and naphthalene in bluegills (*Lepomis macrochirus*). *Dans* 6th Symp. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. W.E. Bishop, R.D. Cardwell and B.B. Heidolph (eds.). American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania. ASTM Spec. Tech. Publ. 802. pp. 300-311.

Rosner, G., J. Gnittke et C. Kunze. 1979. Influence of phenolics on growth of *Scenedesmus obliquus*. Verh. Ges. Oekol. 8: 383-385.

Ruesink, R.G. et L.L. Smith, Jr. 1975. The relationship of the 96-hour LC_{50} to the lethal threshold concentration of hexavalent chromium, phenol and sodium pentachlorophenate for fathead minnows (*Pimephales promelas* Rafinesque). Trans. Am. Fish. Soc. 104: 567-570.

Russo, R.C. et R.V. Thurston. 1975. Acute Toxicity of Nitrite to Cutthroat Trout (*Salmo clarki*). Fisheries Bioassay Laboratory Tech. Rep. No. 75-3, Montana State University, Bozeman, Montana.

Russo, R.C., C.E. Smith et R.V. Thurston. 1974. Acute toxicity of nitrite to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Board Can. 31: 1653-1655.

Saarikoski, J. et M. Viluksela. 1982. Relation between physicochemical properties of phenols and their toxicity and accumulation in fish. Ecotoxicol. Environ. Saf. 6: 501-512. (Mentionnée dans Ontario Ministry of the Environment 1984.)

Samecka-Cymerman, A. 1983. The effect of phenol on aquatic mosses *Fontinalis antipyretica* L. and *Platyhypnidium rusciforme* (Neck.) Fleisch in cultures. Pol. Arch. Hydrobiol. 30: 141-147.

Sanborn, J.R., R.L. Metcalf, C.-C. Yu et P.-Y. Lu. 1975. Plasticizers in the environment; the fate of di-*n*-octyl phthalate (DOP) in two model ecosystems and uptake and metabolism of DOP by aquatic organisms. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 3: 244-255.

Sanders, H.J. 1969. Toxicology of Pesticides to the Crustacean *Gammarus lacustris*. U.S. Bur. Sport Fish. Wildl. Tech. Pap. 25.

Sanders, H.O. 1972. Toxicity of Some Insecticides to Four Species of Malacostracan Crustaceans. U.S. Bur. Sport Fish. Wildl. Tech. Pap. 66.

Sanders, H.O. 1980. Sublethal Effects of Toxaphene on Daphnids, Scuds and Midges. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-80-006.

Sanders, H.O. et O.B. Cope. 1966. Toxicities of several pesticides to two species of cladocerans. Trans. Am. Fish. Soc. 95: 165-169.

Sanders, H.O. et O.B. Cope. 1968. The relative toxicities of several pesticides to naiads of three species of stoneflies. Limnol. Oceanogr. 13: 112-117.

Sangalang, G.B. et H.C. Freeman. 1979. Tissue uptake of cadmium in brook trout during chronic sublethal exposure. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 8: 77-84. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985c.)

Saskatchewan Ministry of the Environment. 1983. Water Quality Objectives January 1975. 3rd printing. Water Pollution Control Branch, Regina, Saskatchewan.

Sauter, S., K.S. Buxton, K.J. Macek et S.R. Petrocelli. 1976. Effects of Exposure to Heavy Metals on Selected Fresh Water Fish. Toxicity of Copper, Cadmium, Chromium and Lead to Eggs and Fry of Seven Fish Species. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-76-105. (Mentionnée dans Reeder et coll. 1983a.)

Schoettger, R.A. 1970. Toxicology of Thiodan in Several Fish and Aquatic Invertebrates. Investigations in Fish Control 35. U.S. Dep. of the Interior. 31 pp.

Schofield, C.L. 1976. Acid precipitation; effects on fish. Ambio 5: 228-230

Schofield, C.L. et J.R. Trojnar. 1980. Aluminium toxicity to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in acidified waters. *Dans* Int. Conf. on Environmental Toxicity, May 21-23, 1979, Rochester, New York. T.Y. Toribara, M.W. Miller and P.E. Morrow (eds.). pp. 341-362. (Mentionnée dans Odonnell et coll. 1984.)

Selby, D.A., J.M. Ihnat et J.J. Messer. 1985. Effects of subacute cadmium exposure on a hardwater mountain stream microcosm. Water Res. 19: 645-655.

Servizi, J.A. et D.W. Martens. 1974. Preliminary Survey of Toxicity of Chlorinated Sewage to Sockey and Pink Salmon. Int. Pacific Salmon Fish. Comm. Prog. Rep. No. 30. New Westminster, British Columbia.

Seydel, I.S. 1972. Distribution and circulation of arsenic through water organisms and sediments of Lake Michigan. Arch. Hydrobiol. 71: 17-50.

Shephard, B. 1983. The Effect of Reduced pH and Elevated Aluminum Concentrations on Three Species of Zooplankton: *Ceriodaphnia reticulata*, *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. 14 pp.

Shumway, D.L. et J.R. Palensky. 1973. Impairment of the Flavor of Fish by Water Pollutants. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-R3-73-010.

Singleton, H.J. 1985. Water Quality Criteria for Particulate Matter. Resource Quality Section, Water Management Branch, British Columbia Ministry of Environment, Victoria, British Columbia.

Singleton, H.J. 1986. Water Quality Criteria for Cyanide. Resource Quality Section, Water Management Branch, British Columbia Ministry of the Environment, Victoria, British Columbia.

Slonim, A.R. 1973. Acute toxicity of beryllium sulfate to common guppy. J. Water Pollut. Control Fed. 45: 2110-2122.

Slonim, A.R. et E.E. Ray. 1975. Acute toxicity of beryllium sulfate to salamander larvae (*Ambystoma* spp.). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13: 307-312.

Smith, C.E. et W.G. Williams. 1974. Experimental nitrite toxicity in trout and chinook salmon. Trans. Am. Fish. Soc. 103: 389-390.

Smith, E.J., L. Sykora et M.A. Shapiro. 1973. Effect of lime neutralized iron hydroxide suspensions on survival, growth and reproduction of the fathead minnow (*Pimephales promelas*). J. Fish. Res. Board Can. 30: 1147-1153.

Smith, L.L., Jr., S.J. Broderius, D.M. Oseid, G.L. Kimball et W.M. Koenst. 1978. Acute toxicity of hydrogen cyanide to fresh water fishes. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 7: 325-337.

Snarski, V.M. et G.F. Olson. 1982. Chronic toxicity and bioaccumulation of mercuric chloride in the fathead minnow (*Pimephales promelas*). Aquat. Toxicol. 2: 143-156.

Snarski, V.M. et F.A. Puglisi. 1976. Effects of Aroclor (R) 1254 on Brook Trout, *Salvelinus fontinalis*. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-76-112.

Snow, J.R. 1958. A preliminary report on the comparative testing of some of the newer herbicides. *Dans* Proc. 11th Annu. Conf. Southeast. Assoc. Game Fish. Comm., New Orleans, Louisiana. pp. 125-132.

Sodergren, A. 1968. Uptake and accumulation of C^{14}-DDT by *Chlorella* sp. (Chlorophyceae). Oikos 19: 126-138. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980aa.)

Sodergren, A. 1982. Significance of interfaces in the distribution and metabolism of di-(2-ethylhexyl)phthalate in an aquatic laboratory model ecosystem. Environ. Pollut. 27A: 263-274.

Sorensen, D.L., M.M. McCarthy, E.J. Middlebrooks et D.B. Porcella. 1977. Suspended and Dissolved Solids Effects on Fresh Water Biota: A Review. U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon. EPA-600/3-77-042.

Sorensen, E.M.B. 1976. Thermal effects on the accumulation of arsenic in green sunfish, *Lepomis cyanellus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 4: 8-17.

Spear, P.A. et R.C. Pierce. 1980. Le cuivre dans l'environnement canadien: chimie, répartition et toxicologie. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16455. 249 pp.

Spehar, R.L., G.D. Veith, D.L. DeFoe et B.V. Bergstedt. 1979. Toxicity and bioaccumulation of hexachlorocyclopentadiene, hexachloronorbornadiene and heptachloronorborene in larval and early juvenile fathead minnows, *Pimephales promelas*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21: 576-583.

Speyer, M.R. 1975. Some Effects of Chronic Combined Arsenic and Cyanide Poisoning on the Physiology of Rainbow Trout. M.Sc. Thesis. Dep. biol. Sci., Concordia University, Montreal, Quebec. 76 pp. (Mentionnée dans Leduc et coll. 1983.)

Sprague, J.B. 1964. Lethal concentrations of copper and zinc for young Atlantic salmon. J. Fish. Res. Board Can. 21: 17-26.

Sprague, J.B. et D.E. Drury. 1969. Avoidance reactions of salmonid fish to representative pollutants. J. Fish. Res. Board Can. 26: 169-179.

Stadnyk, L., R.S. Campbell et B.T. Johnson. 1971. Pesticide effect on growth and ^{14}C assimilation in a freshwater alga. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 6: 1-8.

Stanley, R.A. 1974. Toxicity of heavy metals and salts to Eurasian water milfoil. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2: 331-341.

Statham, C.N. et J.J. Lech. 1976. Studies on the mechanism of the potentiation of the acute toxicity of 2,4-D *n*-butyl ester and 2',5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide in rainbow trout by carbaryl. Toxicol. Appl. Pharmacol. 36: 281-296.

Stokes, P.M. 1975. Adaptation of green algae to high levels of copper and nickel in aquatic environments. *Dans* Proc. Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment, Toronto, Ontario. Vol. II. Part 1. pp. 137-154.

Stokes, P.M., A.M. Szokalo et J.R. Brown. 1980. Nickel and Copper Uptake by Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) in Acute Toxicity Tests. Données non publiées. (Mentionnée dans CNRC 1982a.)

Strik, J.J.T.W.A., H.H. deLongh, W.W.A. van Rijn van Alkemade et T.P. Wuite. 1975. Toxicity of chromium(VI) in fish, with special reference to organoweights, liver and plasma enzyme activities, blood parameters and histological alteration. *Dans* Sublethal Effects of Toxic Chemicals on Aquatic Animals. J.H. Koeman and J.J.T.W.A. Strik (eds.). Elsevier Sci. Publ. Co., New York. pp. 31-41.

Swigert, J.P. et A. Spacie. 1983. Survival and Growth of Warm Water Fishes Exposed to Ammonia Under Low Flow Conditions. Purdue University, West Lafayette, Indiana. 83 pp.

Sykora, J.L., E.J. Smith, M.A. Shapiro et N. Synak. 1972. Chronic effect of ferric hydroxide on certain species of aquatic animals. *Dans* Proc. 4th Symp. on Coal Mine Drainage Research, Mellon Institute, Pittsburgh, Pennsylvania. pp. 347-369.

Syracuse Research Corporation. 1983. Health Assessment Document for Toluene. Final Report. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina. EPA-608/8-82-008F.

Tarzwell, C.M. et C. Henderson. 1960. Toxicity of less common metals to fishes. Ind. Wastes 5: 12. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980c.)

Taylor, M.C. 1986. Communication personnelle. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Taylor, M.C. et A. Demayo. 1980. Zinc. *Dans* Guidelines for Surface Water Quality. Vol. 1. Inorganic Chemical Substances. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Taylor, M.C., S.W. Reeder et A. Demayo. 1982. Le chrome. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Taylor, M.C., A. Demayo et S.W. Reeder. 1983a. Le nickel. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Taylor, M.C., A. Demayo et S.W. Reeder. 1983b. L'argent. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Thurston, R.V. et E.L. Meyn. 1984. Acute Toxicity of Ammonia to Five Fish Species from the Northwest United States. Fisheries Bioassay Laboratory, Montana State University, Bozeman, Montana. Tech. Rep. 84. 13 pp.

Thurston, R.V. et R.C. Russo. 1983. Acute toxicity of ammonia to rainbow trout. Trans. Am. Fish. Soc. 112: 696-704.

Thurston, R.V., R.C. Russo, C.M. Fetterolf, Jr., T.A. Edsall et Y.M. Barber, Jr. (eds.). 1979. A Review of the EPA Red Book: Quality Criteria for Water. Water Quality Section, Am Fish. Soc., Bethesda, Maryland. 313 pp.

Thurston, R.V., G.R. Phillips, R.C. Russo et S.M. Hinkins. 1981. Increased toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) resulting from reduced concentrations of dissolved oxygen. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 983-988.

Thurston, R.V., R.C. Russo et G.A. Vinogradov. 1981. Ammonia toxicity to fishes: effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. Environ. Sci. Technol. 15: 837-840.

Trabalka, J.R. et C.W. Gehrs. 1977. An observation on the toxicity of hexavalent chromium to *Daphnia magna*. Toxicol. Lett. 1: 131-134.

Trujillo, D.A., L.E. Ray, H.E. Murray et S.S. Ciam. 1982. Bioaccumulation of pentachlorophenol by killifish (*Fundulus simitus*). Chemosphere 11: 25-31.

Tsai, C. 1973. Water quality and fish life below sewage outfalls. Trans. Am. Fish. Soc. 102: 281-292. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985d.)

Tsai, C. et K. Chang. 1981. Effect of sex and size on copper susceptibility of the common guppy, *Lebistes reticulatus* (Peter). J. Fish Biol. 19: 693-689. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985f.)

Tsai, C. et K. Chang. 1984. Intraspecific variation in copper susceptibility of bluegill sunfish. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 93-99. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985f.)

U.S. EPA. 1973. Water Quality Criteria 1972. Environmental Studies Board, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-R3-73-033.

U.S. EPA. 1976. Quality Criteria for Water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/9-76-023.

U.S. EPA. 1978. In-depth Studies on Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S. Environmental Protection Agency. EPA Contract No. 68-01-4646.

U.S. EPA. 1979. Endosulfan and endosulfan sulfate. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 27-1 à 27-16.

U.S. EPA. 1980a. Ambient Water Quality Criteria for Antimony. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-020.

U.S. EPA. 1980b. Ambient Water Quality Criteria for Arsenic. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-021.

U.S. EPA. 1980c. Ambient Water Quality Criteria for Beryllium. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80024.

U.S. EPA. 1980d. Ambient Water Quality Criteria for Chromium. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-035.

U.S. EPA. 1980e. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-037.

U.S. EPA. 1980f. Ambient Water Quality Criteria for Lead. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-057.

U.S. EPA. 1980g. Ambient Water Quality Criteria for Mercury. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-058.

U.S. EPA. 1980h. Ambient Water Quality Criteria for Nickel. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-060.

U.S. EPA. 1980i. Ambient Water Quality Criteria for Nitrosamines. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-064.

U.S. EPA. 1980j. Ambient Water Quality Criteria for Selenium. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-070.

U.S. EPA. 1980k. Ambient Water Quality Criteria for Silver. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-071.

U.S. EPA. 1980l. Ambient Water Quality Criteria for Thallium. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-074.

U.S. EPA. 1980m. Ambient Water Quality Criteria for Zinc. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-079.

U.S. EPA. 1980n. Ambient Water Quality Criteria for Acrolein. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-016.

U.S. EPA. 1980o. Ambient Water Quality Criteria for Aldrin/Dieldrin. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-019.

U.S. EPA. 1980p. Ambient Water Quality Criteria for Benzene. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-018.

U.S. EPA. 1980q. Ambient Water Quality Criteria for Chlordane. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-027.

U.S. EPA. 1980r. Ambient Water Quality Criteria for Chlorinated Benzenes. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-028.

U.S. EPA. 1980s. Ambient Water Quality Criteria for Dichlorobenzenes. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-039.

U.S. EPA. 1980t. Ambient Water Quality Criteria for Dichloroethylenes. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-041.

U.S. EPA. 1980u. Ambient Water Quality Criteria for Trichloroethylene. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-77.

U.S. EPA. 1980v. Ambient Water Quality Criteria for Tetrachloroethylene. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-073.

U.S. EPA. 1980w. Ambient Water Quality Criteria for Chlorinated Phenols. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-032.

U.S. EPA. 1980x. Ambient Water Quality Criteria for Pentachlorophenol. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-065.

U.S. EPA. 1980y. Ambient Water Quality Criteria for 2,4-Dichlorophenol. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-042.

U.S. EPA. 1980z. Ambient Water Quality Criteria for 2-Chlorophenol. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-034.

U.S. EPA. 1980aa. Ambient Water Quality Criteria for DDT. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-038.

U.S. EPA. 1980ab. Ambient Water Quality Criteria for Dinitrotoluene. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-045.

U.S. EPA. 1980ac. Ambient Water Quality Criteria for Diphenylhydrazine. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-062.

U.S. EPA. 1980ad. Ambient Water Quality Criteria for Endosulfan. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-046.

U.S. EPA. 1980ae. Ambient Water Quality Criteria for Endrin. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-047.

U.S. EPA. 1980af. Ambient Water Quality Criteria for Ethylbenzene. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-048.

U.S. EPA. 1980ag. Ambient Water Quality Criteria for Haloethers. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-050.
U.S. EPA. 1980ah. Ambient Water Quality Criteria for Heptachlor. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-052.
U.S. EPA. 1980ai. Ambient Water Quality Criteria for Hexachlorobutadiene. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-053.
U.S. EPA. 1980aj. Ambient Water Quality Criteria for Hexachlorocyclohexane. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-054.
U.S. EPA. 1980ak. Ambient Water Quality Criteria for Hexachlorocyclopentadiene. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-055.
U.S. EPA. 1980al. Ambient Water Quality Criteria for Phenol. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-066.
U.S. EPA. 1980am. Ambient Water Quality Criteria for 2,4-Dimethylphenol. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-044.
U.S. EPA. 1980an. Ambient Water Quality Criteria for Nitrobenzene. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-061.
U.S. EPA. 1980ao. Ambient Water Quality Criteria for Nitrophenols. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-063.
U.S. EPA. 1980ap. Ambient Water Quality Criteria for Phthalate Esters. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-067.
U.S. EPA. 1980aq. Ambient Water Quality Criteria for Polychlorinated Biphenyls (PCB's). Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-068.
U.S. EPA. 1980ar. Ambient Water Quality Criteria for Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-069.
U.S. EPA. 1980as. Ambient Water Quality Criteria for Fluoranthene. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-049.
U.S. EPA. 1980at. Ambient Water Quality Criteria for Toluene. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-075.
U.S. EPA. 1980au. Ambient Water Quality Criteria for Toxaphene. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-076.
U.S. EPA. 1985a. Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and their Uses. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
U.S. EPA. 1985b. Ambient Water Quality Criteria for Arsenic – 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-033.
U.S. EPA. 1985c. Ambient Water Quality Criteria for Cadmium – 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-032.
U.S. EPA. 1985d. Ambient Water Quality Criteria for Chlorine – 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-030.
U.S. EPA. 1985e. Ambient Water Quality Criteria for Chromium – 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-029.
U.S. EPA. 1985f. Ambient Water Quality Criteria for Copper – 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-031.
U.S. EPA. 1985g. Ambient Water Quality Criteria for Cyanide – 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-028.
U.S. EPA. 1985h. Ambient Water Quality Criteria for Lead – 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-027.
U.S. EPA. 1985i. Ambient Water Quality Criteria for Mercury – 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-84-026.
U.S. EPA. 1985j. Ambient Water Quality Criteria for Ammonia – 1984. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-85-001.
U.S. EPA. 1986. Ambient Water Quality Criteria for Dissolved Oxygen. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-86-003.
Veith, G.D. et N.M. Austin. 1977. Detection and isolation of bioaccumulable chemicals in complex effluents. *Dans* Identification and Analysis of Organic Pollutants in Water. L.H. Keith (ed.). Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 297-302.
Veith, G.D., D.L. DeFoe et B.V. Bergstedt. 1979. Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. J. Fish. Res. Board Can. 36: 1040-1048.
Vocke, R.W., K.L. Sears, J.J. O'Toole et R.B. Wildman. 1980. Growth responses of selected fresh water algae to trace elements and scrubber ash slurry generated by coal-fired power plants. Water Res. 14: 141-150.
Ward, R.W. et G.M. DeGraeve. 1978. Acute residual toxicity of several wastewater disinfectants to aquatic life. Water Resour. Bull. 14: 696-709.
Ward, R.W. et G.M. DeGraeve. 1980. Acute residual toxicity of several disinfectants in domestic and industrial waste water. Water Resour. Bull. 16: 41-48.
Ward, R.W., R.D. Giffin, G.M. DeGraeve et R.A. Stone. 1976. Disinfection Efficiency and Residual Toxicity of Several Wastewater Disinfectants. Vol. 1. Grandville, Michigan. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA-600/2-76-156.
Ward, R.W., R.D. Giffin et G.M. DeGraeve. 1977. Disinfection Efficiency and Residual Toxicity of Several Wastewater Disinfectants. Vol. II. Wyoming, Michigan. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA-600/2-77/203.
Warnick, S.L. et H.L. Bell. 1969. The acute toxicity of some heavy metals to different species of aquatic insects. J. Water Pollut. Control Fed. 4: 280-284.
Watras, C.J., J. MacFarlane et F.M.M. Morel. 1985. Nickel accumulation by *Scenedesmus* and *Daphnia*: food-chain transport and geochemical implications. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 724-730.
Webb, P.W. et J.R. Brett. 1973. Effects of sublethal concentrations of sodium pentachlorophenate on growth rate, food conversion efficiency, and swimming performance in underyearling sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). J. Fish. Res. Board Can. 30: 499-507.
Wedemeyer, G.A. et W.T. Yasatake. 1978. Prevention and treatment of nitrite toxicity in juvenile steelhead trout (*Salmo gairdneri*). J. Fish. Res. Board Can. 35: 822-827. (Mentionnée dans Huey et Beitinger 1980.)
West, C.W. 1985. Acute Toxicity of Ammonia to 14 Fresh Water Species. Internal report. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota.
Westin, D.T. 1974. Nitrate and nitrite toxicity to salmonid fishes. Prog. Fish Cult. 36: 86-89.
Willford, W.A. 1980. Chlorinated hydrocarbons as a limiting factor in the reproduction of lake trout in Lake Michigan. *Dans* Proc. 3rd USA-USSR Symp. on Effluent Pollution Aquatic Ecosystem. W.R. Swain and V.R. Shannon (eds.). EPA-600/9-80-034. pp. 75-83.
Williamson, D.A. 1983. Surface Water Quality Management Proposal. Vol. 1. Surface Water Quality Objectives. Water Standards and Studies Rep. No. 83-2. Manitoba Dep. of Environment and Workplace Safety and Health, Winnipeg, Manitoba.
Winner, R.W. 1984. Selenium effects on antennal integrity and chronic copper toxicity in *Daphnia pulex* (De Geer). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 33: 605-611.
Wobeser, G.A. 1973. Aquatic Mercury Pollution. Studies of its Occurrence and Pathologic Effects on Fish and Mink. Ph.D. Thesis. University of Saskatchewan, Saskatoon, Saskatchewan.
Wolf, E.G., M.J. Schneider, K.O. Schwarzmiller et T.O. Thatcher. 1975. Toxicity Tests on the Combined Effects of Chlorine and Temperature on Rainbow (*Salmo gairdneri*) and Brook (*Salvelinus fontinalis*) Trout. Battelle Pacific Northwest Labs., Richland,

Washington. BNWL-SA-5349. 20 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1985d.)

Wong, P.T.S., B.A. Silverberg, Y.K. Chau et P.V. Hodson. 1976. Lead and the Aquatic Biota. Centre canadien des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Wuhrmann, K. et H. Woker. 1955. Influence of temperature and oxygen tension on the toxicity of poisons to fish. Int. Assoc. Theor. Appl. Limnol. 12: 795-801.

Zarafonetis, J.H. et R.E. Hampton. 1974. Some effects of small concentrations of chromium on growth and photosynthesis in algae. Mich. Acad. 6: 417-421.

Zitko, V., W.V. Carson et W.G. Carson. 1975. Thallium: occurrence in the environment and toxicity of fish. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13: 23-30.

4.0 APPLICATIONS AGRICOLES

Table des matières

		Page
4.0	APPLICATIONS AGRICOLES	4–1
4.1	IRRIGATION	4–1
4.1.1	Introduction	4–1
4.1.1.1	L'irrigation au Canada	4–1
4.1.1.1.1	Colombie-Britannique	4–1
4.1.1.1.2	Provinces des Prairies	4–4
4.1.1.1.3	Régions du Centre et de l'Atlantique	4–4
4.1.1.2	Texture du sol	4–4
4.1.1.3	Qualité de l'eau d'irrigation	4–5
4.1.2	Ions principaux	4–6
4.1.2.1	Bicarbonates	4–6
4.1.2.1.1	Recommandation	4–6
4.1.2.1.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–6
4.1.2.1.3	Justification	4–6
4.1.2.2	Chlorures	4–6
4.1.2.2.1	Recommandation	4–6
4.1.2.2.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–6
4.1.2.2.3	Justification	4–6
4.1.2.3	Matières solides dissoutes totales (salinité)	4–7
4.1.2.3.1	Recommandation	4–7
4.1.2.3.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–7
4.1.2.3.3	Justification	4–9
4.1.2.4	Sodium	4–9
4.1.2.4.1	Recommandation	4–9
4.1.2.4.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–9
4.1.2.4.3	Justification	4–9
4.1.3	Métaux lourds et ions à l'état de traces	4–10
4.1.3.1	Aluminium	4–10
4.1.3.1.1	Recommandation	4–10
4.1.3.1.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–10
4.1.3.1.3	Justification	4–11
4.1.3.2	Arsenic	4–11
4.1.3.2.1	Recommandation	4–11
4.1.3.2.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–11
4.1.3.2.3	Justification	4–11
4.1.3.3	Béryllium	4–11
4.1.3.3.1	Recommandation	4–11
4.1.3.3.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–11
4.1.3.3.3	Justification	4–12
4.1.3.4	Bore	4–12
4.1.3.4.1	Recommandation	4–12
4.1.3.4.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–12
4.1.3.4.3	Justification	4–12
4.1.3.5	Cadmium	4–13
4.1.3.5.1	Recommandation	4–13
4.1.3.5.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–13
4.1.3.5.3	Justification	4–13
4.1.3.6	Chrome	4–13
4.1.3.6.1	Recommandation	4–13
4.1.3.6.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–13
4.1.3.6.3	Justification	4–13
4.1.3.7	Cobalt	4–14
4.1.3.7.1	Recommandation	4–14
4.1.3.7.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–14

Table des matières (suite)

		Page
4.1.3.7.3	Justification	4–14
4.1.3.8	Cuivre	4–14
4.1.3.8.1	Recommandation	4–14
4.1.3.8.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–14
4.1.3.8.3	Justification	4–14
4.1.3.9	Fer	4–15
4.1.3.9.1	Recommandation	4–15
4.1.3.9.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–15
4.1.3.9.3	Justification	4–15
4.1.3.10	Fluorures	4–15
4.1.3.10.1	Recommandation	4–15
4.1.3.10.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–15
4.1.3.10.3	Justification	4–15
4.1.3.11	Lithium	4–15
4.1.3.11.1	Recommandation	4–15
4.1.3.11.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–15
4.1.3.11.3	Justification	4–15
4.1.3.12	Manganèse	4–16
4.1.3.12.1	Recommandation	4–16
4.1.3.12.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–16
4.1.3.12.3	Justification	4–16
4.1.3.13	Mercure	4–16
4.1.3.13.1	Recommandation	4–16
4.1.3.13.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–16
4.1.3.13.3	Justification	4–16
4.1.3.14	Molybdène	4–16
4.1.3.14.1	Recommandation	4–16
4.1.3.14.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–16
4.1.3.14.3	Justification	4–16
4.1.3.15	Nickel	4–17
4.1.3.15.1	Recommandation	4–17
4.1.3.15.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–17
4.1.3.15.3	Justification	4–17
4.1.3.16	Plomb	4–17
4.1.3.16.1	Recommandation	4–17
4.1.3.16.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–17
4.1.3.16.3	Justification	4–17
4.1.3.17	Sélénium	4–18
4.1.3.17.1	Recommandation	4–18
4.1.3.17.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–18
4.1.3.17.3	Justification	4–18
4.1.3.18	Uranium	4–18
4.1.3.18.1	Recommandation	4–18
4.1.3.18.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–18
4.1.3.18.3	Justification	4–18
4.1.3.19	Vanadium	4–19
4.1.3.19.1	Recommandation	4–19
4.1.3.19.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–19
4.1.3.19.3	Justification	4–19
4.1.3.20	Zinc	4–19
4.1.3.20.1	Recommandation	4–19
4.1.3.20.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–19
4.1.3.20.3	Justification	4–19
4.1.4	Pesticides	4–19
4.1.4.1	Recommandation	4–19

Table des matières (suite)

		Page
4.1.4.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–19
4.1.4.3	Justification	4–19
4.1.5	Paramètres biologiques	4–21
4.1.5.1	Organismes pathogènes pour les plantes	4–21
4.1.5.2	Organismes pathogènes et parasites pour les humains et les animaux	4–21
4.1.5.2.1	Recommandation	4–21
4.1.5.2.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–21
4.1.5.2.3	Justification	4–21
4.1.6	Bibliographie	4–21
4.2	EAU DESTINEE A L'ABREUVAGE DES ANIMAUX D'ELEVAGE	4–25
4.2.1	Introduction	4–25
4.2.2	Ions principaux et substances nutritives	4–26
4.2.2.1	Calcium	4–26
4.2.2.1.1	Recommandation	4–26
4.2.2.1.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–26
4.2.2.1.3	Justification	4–26
4.2.2.2	Matières solides dissoutes totales (salinité)	4–26
4.2.2.2.1	Recommandation	4–26
4.2.2.2.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–26
4.2.2.2.3	Justification	4–27
4.2.2.3	Nitrates et nitrites	4–27
4.2.2.3.1	Recommandation	4–27
4.2.2.3.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–27
4.2.2.3.3	Justification	4–27
4.2.2.4	Sulfates	4–28
4.2.2.4.1	Recommandation	4–28
4.2.2.4.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–28
4.2.2.4.3	Justification	4–28
4.2.3	Métaux lourds et ions à l'état de traces	4–28
4.2.3.1	Aluminium	4–28
4.2.3.1.1	Recommandation	4–28
4.2.3.1.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–28
4.2.3.1.3	Justification	4–28
4.2.3.2	Arsenic	4–28
4.2.3.2.1	Recommandation	4–28
4.2.3.2.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–28
4.2.3.2.3	Justification	4–28
4.2.3.3	Béryllium	4–29
4.2.3.3.1	Recommandation	4–29
4.2.3.3.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–29
4.2.3.3.3	Justification	4–29
4.2.3.4	Bore	4–29
4.2.3.4.1	Recommandation	4–29
4.2.3.4.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–29
4.2.3.4.3	Justification	4–29
4.2.3.5	Cadmium	4–29
4.2.3.5.1	Recommandation	4–29
4.2.3.5.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–29
4.2.3.5.3	Justification	4–29
4.2.3.6	Chrome	4–30
4.2.3.6.1	Recommandation	4–30
4.2.3.6.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–30
4.2.3.6.3	Justification	4–30
4.2.3.7	Cobalt	4–30

Table des matières (suite)

		Page
4.2.3.7.1	Recommandation	4–30
4.2.3.7.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–30
4.2.3.7.3	Justification	4–30
4.2.3.8	Cuivre	4–30
4.2.3.8.1	Recommandation	4–30
4.2.3.8.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–30
4.2.3.8.3	Justification	4–30
4.2.3.9	Fer	4–31
4.2.3.9.1	Recommandation	4–31
4.2.3.9.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–31
4.2.3.9.3	Justification	4–31
4.2.3.10	Fluorures	4–31
4.2.3.10.1	Recommandation	4–31
4.2.3.10.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–31
4.2.3.10.3	Justification	4–31
4.2.3.11	Manganèse	4–32
4.2.3.11.1	Recommandation	4–32
4.2.3.11.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–32
4.2.3.11.3	Justification	4–32
4.2.3.12	Mercure	4–32
4.2.3.12.1	Recommandation	4–32
4.2.3.12.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–32
4.2.3.12.3	Justification	4–32
4.2.3.13	Molybdène	4–32
4.2.3.13.1	Recommandation	4–32
4.2.3.13.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–32
4.2.3.13.3	Justification	4–33
4.2.3.14	Nickel	4–33
4.2.3.14.1	Recommandation	4–33
4.2.3.14.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–33
4.2.3.14.3	Justification	4–33
4.2.3.15	Plomb	4–33
4.2.3.15.1	Recommandation	4–33
4.2.3.15.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–33
4.2.3.15.3	Justification	4–33
4.2.3.16	Sélénium	4–34
4.2.3.16.1	Recommandation	4–34
4.2.3.16.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–34
4.2.3.16.3	Justification	4–34
4.2.3.17	Uranium	4–34
4.2.3.17.1	Recommandation	4–34
4.2.3.17.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–34
4.2.3.17.3	Justification	4–34
4.2.3.18	Vanadium	4–34
4.2.3.18.1	Recommandation	4–34
4.2.3.18.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–34
4.2.3.18.3	Justification	4–34
4.2.3.19	Zinc	4–35
4.2.3.19.1	Recommandation	4–35
4.2.3.19.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–35
4.2.3.19.3	Justification	4–35
4.2.4	Pesticides	4–35
4.2.4.1	Recommandation	4–35
4.2.4.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–35
4.2.4.3	Justification	4–35

Table des matières (suite)

		Page
4.2.5	Paramètres biologiques	4–36
4.2.5.1	Algues toxiques	4–36
4.2.5.1.1	Recommandation	4–36
4.2.5.1.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–36
4.2.5.1.3	Justification	4–36
4.2.5.2	Organismes pathogènes et parasites	4–37
4.2.5.2.1	Recommandation	4–37
4.2.5.2.2	Sommaire de l'étude de la documentation	4–37
4.2.5.2.3	Justification	4–37
4.2.6	Bibliographie	4–38

Liste des tableaux

Tableau		*Page*
4-1	Sommaire – Recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation	4–1
4-2	Superficie totale des terres agricoles irriguées dans chaque province canadienne	4–4
4-3	Pourcentage de chaque type de culture irriguée au Canada par province, en 1970	4–5
4-4	Tolérance des cultures ligneuses et fruitières à l'absorption des chlorures par les racines	4–7
4-5	Concentrations de sodium ou de chlorures dans l'eau d'irrigation qui causent des dommages foliaires	4–7
4-6	Tolérance de certaines cultures à la teneur en matières solides dissoutes totales de l'eau d'irrigation d'après des travaux de recherche réalisés en Californie, E.-U.	4–8
4-7	Tolérance des cultures au sodium	4–9
4-8	Tolérance relative des cultures au bore	4–12
4-9	Tolérance des cultures aux herbicides présents dans l'eau d'irrigation	4–20
4-10	Sommaire – Recommandations pour la qualité de l'eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage	4–25
4-11	Moyenne des besoins quotidiens en eau des animaux d'élevage	4–26
4-12	Besoins en éléments minéraux pendant la croissance et la finition des boeufs et des génisses	4–26
4-13	Guide d'utilisation des eaux salines destinées à l'abreuvage des animaux d'élevage	4–27
4-14	Sommaire des effets de concentrations élevées de cadmium sur les animaux d'élevage	4–29
4-15	Toxicités aiguës des ingrédients actifs d'herbicides courants	4–36
4-16	Sommaire d'études de laboratoire sur la toxicité des ingrédients actifs d'insecticides présents dans la nourriture des animaux d'élevage	4–36

Liste des figures

Figure		*Page*
4-1	Carte du Canada représentant l'intensité de l'irrigation, exprimée en pourcentage des exploitations agricoles ayant recours à l'irrigation, d'après les données du recensement de 1981	4–2
4-2	Carte du Canada représentant l'emplacement approximatif des principales cultures irriguées au Canada	4–3
4-3	Relation entre la salinité et le coefficient d'adsorption du sodium, montrant les diverses combinaisons qui favorisent ou défavorisent la perméabilité du sol	4–10

4.0 APPLICATIONS AGRICOLES

4.1 IRRIGATION

4.1.1 Introduction

Un sommaire des recommandations canadiennes relatives à la qualité de l'eau d'irrigation est présenté au tableau 4-1. On conseille au lecteur de consulter le texte qui suit pour plus de détails sur les limites recommandées.

4.1.1.1 L'irrigation au Canada

Au Canada, l'irrigation est pratiquée dans 1 % des quelque 66×10^6 ha classés comme terres agricoles (tableau 4-2, figure 4-1). Les terres irriguées se répartissent comme suit: 92 % (675 000 ha) en Colombie-Britannique et dans les provinces des Prairies, dont 454 000 ha en Alberta, province qui compte la plus grande superficie de terres irriguées au pays; 7,5 % (54 700 ha) au Québec et en Ontario, et 0,5 % (1900 ha) dans les provinces maritimes.

L'analyse de la répartition des cultures irriguées par province a été effectuée à partir des données du recensement de 1970 (tableau 4-3) et de données plus récentes sur l'ouest du Canada provenant de l'Administration du rétablissement agricole des Prairies (Topham 1982). D'après ces données, près de la moitié des terres irriguées étaient utilisées pour la culture du foin, des plantes fourragères et de certaines plantes de pâturage (figure 4-2). Environ le quart de la surface irriguée servait aux cultures céréalières, le reste étant partagé plus ou moins également entre la betterave à sucre, les légumes et les arbres fruitiers. Mais depuis 1970, la situation a changé, surtout dans l'ouest du Canada. L'importance des cultures céréalières et fourragères s'est accrue, les céréales occupant maintenant la plus grande partie des terres irriguées. Par contre, la proportion des terres irriguées servant à la culture de la pomme de terre et de la betterave à sucre a diminué, alors que la superficie ensemencée d'oléagineux, de cultures spécialisées et de maïs s'est étendue.

Au Canada, la quantité d'eau utilisée pour irriguer les cultures et l'importance relative des différentes cultures peuvent varier de façon marquée d'une région à l'autre. Nous exposerons brièvement ces différences dans les pages qui suivent.

4.1.1.1.1 Colombie-Britannique

En Colombie-Britannique, les terres agricoles sont principalement situées dans des vallées, dans le plateau intérieur et dans le delta du fleuve Fraser. Les précipitations annuelles moyennes sont inférieures à 400 mm dans les zones irriguées de la vallée de l'Okanagan, dans la région de Kamloops et dans un petit secteur situé au sud de Cranbrook. La vallée du fleuve Fraser, dans la partie située près de Vancouver, et la côte est de l'île de Vancouver reçoivent en moyenne 1600 mm, dont la plus grande partie tombe toutefois en dehors de la saison de croissance. Dans les zones agricoles de la Colombie-Britannique, les besoins en eau des cultures varient de 200 à 1200 mm, selon la texture du sol, le type de culture et les conditions météorologiques (British Columbia Ministry of Agriculture and Food 1983). Près d'Osoyoos, il faut environ

Tableau 4-1. Sommaire – Recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation

Paramètre	Recommandation ($mg \cdot L^{-1}$)	
	Tous les sols[1]	Sols neutres ou alcalins[2]
Ions importants		
Bicarbonates[3]	—	—
Chlorures	100-700 (voir tableaux 4-4 et 4-5)	—
Sodium	Sols: déterminer le coefficient d'adsorption du sodium Cultures: voir tableau 4-7	
Teneur en matières solides dissoutes totales (salinité)	500-3500 (à cette concentration, certaines cultures sensibles risquent d'être menacées, voir tableau 4-6)	—
Métaux lourds et ions à l'état de traces[4]		
Aluminium	5,0	20,0
Arsenic	0,1	2,0
Béryllium	0,1	0,5
Bore	0,5-6,0 (voir tableau 4-8)	—
Cadmium	0,01	—
Chrome	0,1	—
Cobalt	0,05	5,0
Cuivre	0,2 (cultures sensibles)	5,0
	1,0 (cultures tolérantes)	5,0
Fer	5,0	20,0
Fluorures	1,0	15,0
Lithium	2,5	—
Manganèse	0,2	10,0
Mercure[3]	—	—
Molybdène	0,01	0,05
	0,05 (usage intermittent en sols acides)	—
Nickel	0,2	2,0
Plomb[5]	0,2	2,0
Sélénium	0,02	—
	0,05 (usage intermittent)	—
Uranium[5]	0,01	0,1
Vanadium	0,1	1,0
Zinc	1,0 (pH du sol <6,5)	—
	5,0 (pH du sol >6,5)	—
Pesticides	Insecticides[3]: — Herbicides: voir tableau 4-9	
Paramètres biologiques		
Agents pathogènes pour les végétaux[3]	—	
Agents pathogènes pour les humains et pour les animaux[5]	100 coliformes fécaux par 100 mL; 1000 coliformes totaux par 100 mL	

[1] Pour irrigation continue, sauf indication contraire.
[2] La durée maximale de l'irrigation avec de l'eau présentant des concentrations élevées de métaux lourds et d'ions à l'état de traces est de 20 ans, dans le cas des sols neutres ou alcalins de texture fine.
[3] Aucune recommandation n'est formulée pour le moment.
[4] Les limites recommandées correspondent aux concentrations totales.
[5] Recommandation provisoire.

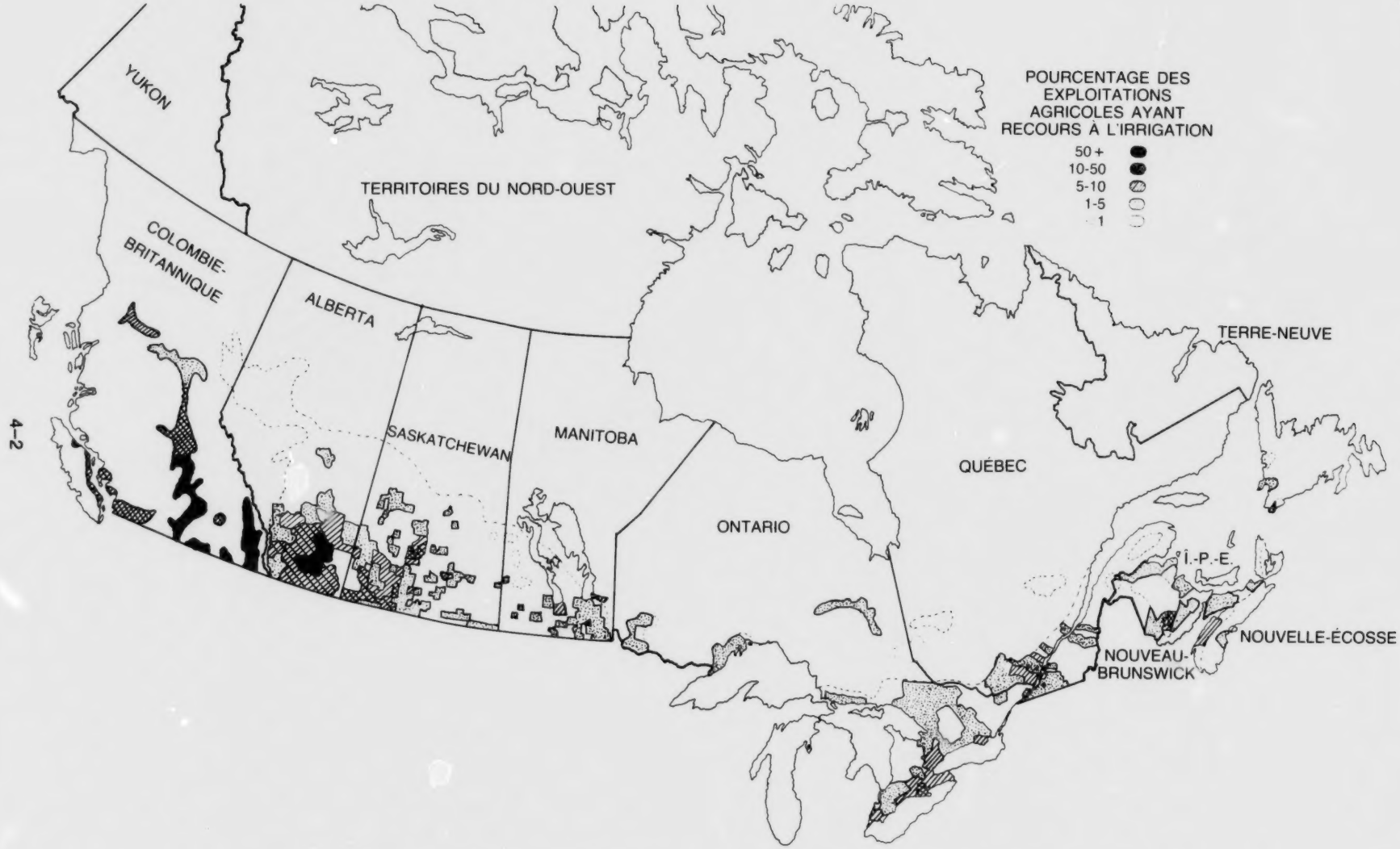


Figure 4-1. **Carte du Canada représentant l'intensité de l'irrigation, exprimée en pourcentage des exploitations agricoles ayant recours à l'irrigation, d'après les données du recensement de 1981 (Statistique Canada 1981). Les traits pointillés délimitent les terres en culture (Troughton 1975).**

Figure 4-2. **Carte du Canada représentant l'emplacement approximatif des principales cultures irriguées au Canada. Les traits pointillés délimitent les terres en culture (Troughton 1975).**

Tableau 4-2. Superficie totale des terres agricoles irriguées dans chaque province canadienne[1]

Province	Superficie totale des terres agricoles (ha)	Superficie des terres irriguées en 1985 (ha)	Pourcentage
C.-B.	2 178 596	109 000	14.9
Alb.	19 108 513	454 000	62.0
Sask.	25 947 086	101 000	13.8
Man.	7 615 926	11 330	1.5
Ont.	6 039 237	40 000	5.5
Qc	3 779 169	14 700	2.0
N.-B.	437 888	400	0.1
N.-E.	466 023	1 400	0.2
I.-P.-E.	284 024	80	—
T.-N.	33 454	20	—
	65 888 916	731 930	100

[1] Les données pour 1985 sont des prévisions fournies à la suite d'un sondage téléphonique réalisé auprès des organismes agricoles provinciaux. Les autres données proviennent de Statistique Canada (1981).

1200 mm d'eau d'irrigation chaque année pour satisfaire les besoins d'un verger ou d'un champ de luzerne. Plus au nord, près de Vernon, la quantité nécessaire varie plutôt entre 500 et 750 mm.

Dans la vallée de l'Okanagan, région clé de la production fruitière dans la province, les précipitations annuelles varient de 380 mm à Vernon, dans le nord, à 200 mm à Osoyoos, près de la frontière américaine. Près de 70 % des terres agricoles de la vallée sont irriguées. Au nord de la vallée de l'Okanagan, les terres irriguées servent surtout à la production de plantes fourragères et de pâturage. Dans la vallée inférieure du fleuve Fraser et dans l'île de Vancouver, elles sont principalement consacrées aux productions suivantes: foin, plantes de pâturage, légumes, fraises, framboises, canneberges et cultures spécialisées.

4.1.1.1.2 Provinces des Prairies

En Alberta, en Saskatchewan et au Manitoba, les principales zones irriguées sont situées à l'intérieur de la région physiographique connue sous le nom de plaines intérieures du Canada. Bien que les basses terres du Manitoba (région de Winnipeg) et les plaines de Regina présentent un paysage qui varie de plat à légèrement ondulé avec peu de relief, une partie plus grande des Prairies est caractérisée par une topographie plus ondulée. Par endroits, cette région est sillonnée d'anciens chenaux fluviaux glaciaires.

Les précipitations annuelles pour le sud-ouest de la Saskatchewan et le sud-est de l'Alberta s'élèvent à 300-400 mm; dans le sud-est de la Saskatchewan et le sud-ouest du Manitoba, elles se chiffrent à 400-500 mm; dans l'est du Manitoba, elles sont de 500-600 mm; le long de la bordure septentrionale des Prairies, elles sont de 400 mm, et le long des contreforts des Rocheuses en Alberta, de 500-600 mm (Pêches et Environnement Canada 1978).

Dans le sud de la Saskatchewan et de l'Alberta, il faut 400-500 mm d'eau d'irrigation par année pour la culture de la luzerne (Korven et Randall 1975). Les cultures céréalières et légumières nécessitent habituellement moins d'eau d'irrigation, mais la pomme de terre et la betterave à sucre en demandent souvent autant que les plantes fourragères vivaces.

4.1.1.1.3 Régions du Centre et de l'Atlantique

En Ontario et au Québec, les principales zones irriguées sont situées dans la région physiographique des basses terres du Saint-Laurent, qui comprend le sud de l'Ontario et la partie du Québec qui borde le fleuve Saint-Laurent. La péninsule gaspésienne et les provinces de l'Atlantique (Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Ecosse, Ile-du-Prince-Edouard et Terre-Neuve) font partie de la région des Appalaches du Canada.

Les précipitations annuelles moyennes sont d'environ 800 mm dans les régions les plus sèches de l'Ontario et elles s'élèvent à 1000 mm dans la plus grande partie des régions du Centre et de l'Atlantique. Elles atteignent 1400 mm dans certaines parties de la Nouvelle-Ecosse, du Nouveau-Brunswick et de Terre-Neuve (Pêches et Environnement Canada 1978). En raison du climat généralement humide qui règne dans l'est du Canada (>800 mm), l'irrigation n'est pratiquée qu'à titre complémentaire. Il faut environ 100 mm d'eau d'irrigation par saison de croissance. On utilise aussi parfois l'irrigation pour protéger les fraises du gel. Dans ces régions, on considère souvent que le problème le plus important est lié au drainage efficace des sols plutôt qu'à leur irrigation.

Depuis les périodes de sécheresse du début des années 1950, la pratique de l'irrigation a pris un essor considérable en Ontario, particulièrement dans les plantations de tabac situées sur des sols à texture grossière. La forte demande pour le tabac séché à l'air chaud et la valeur élevée du tabac à l'hectare, conjuguées à l'incidence des sécheresses estivales dans les sols sableux favorables à cette culture, ont été à l'origine du développement de l'irrigation. Environ les deux tiers des 40 000 ha de surface irriguée sont consacrés à la culture du tabac. Viennent ensuite les légumes et la pomme de terre, qui occupent 6000 ha, et les arbres fruitiers, 1500 ha (International Commission on Irrigation and Drainage 1975). Dans les provinces de l'Est, l'irrigation des légumes, des fraisiers et des vergers a permis d'intensifier la production et d'obtenir un produit plus uniforme et un approvisionnement plus fiable.

4.1.1.2 Texture du sol

La texture du sol joue un rôle important dans l'irrigation. Elle détermine la percolation de l'eau, la capacité de rétention de l'eau et la capacité d'échange. On a accordé une grande importance à la question de la texture du sol dans les travaux de conception et de planification en matière d'irrigation. Par contre, il semble que cette question n'ait pas reçu toute l'attention qu'elle méritait lorsqu'on a cherché à élaborer des recommandations sur la compatibilité de l'eau d'irrigation avec le sol.

La plupart des chercheurs, des experts et des producteurs savent que l'eau de qualité inférieure utilisée pour irriguer les sols sableux peut parfois causer des problèmes dans les sols plus lourds. On a tenté d'inclure la texture du sol comme critère dans les recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation (Schafer 1984). Par ailleurs, la réaction du sol peut être influencée non seulement par sa texture, mais aussi par les types d'argile présents. Ayers et Westcot (1976) ont signalé

Tableau 4-3. Pourcentage de chaque type de culture irriguée au Canada par province, en 1970[1]

Culture	C.-B.	Alb.	Sask.	Man.	Ont.	Qc	Prov. Atlant.	Canada
Foin cultivé et plantes de pâturage	65,8	41,8	74,4	16,5	5,6	53,3	19,4	46,6
Céréales	2,7	38,9	16,2	37,0	2,5	21,1	9,5	24,3
Tabac	—	—	—	—	63,8	7,0	11,5	6,8
Pommes de terre	1,6	4,2	2,5	14,5	4,4	5,4	30,8	3,9
Betteraves à sucre	—	6,9	—	2,0	—	1,2	—	3,7
Légumes	4,2	1,2	0,7	21,3	10,8	4,8	13,8	3,2
Arbres fruitiers	14,2	faible	faible	0,3	3,4	1,2	1,7	3,5
Fraises	0,5	faible	—	1,3	1,8	2,0	10,8	0,5
Autres	11,0	7,0	6,2	7,1	7,8	4,0	2,5	7,5
Superficie totale des terres irriguées 1970 (ha)	89 440	217 660	31 370	2 970	40 256	37 592	2 289	421 577

[1] Les données statistiques pour le Québec ont été surestimées, le questionnaire de Statistique Canada ayant été interprété de façon à y inclure les terres irriguées et les terres drainées.

Source: Statistique Canada 1971.

que les problèmes de perméabilité dus au sodium pouvaient être plus accentués dans les sols argileux de type montmorillonite que dans les sols argileux de type illite-vermiculite et qu'ils pouvaient être moins graves dans les sols argileux de type kaolinite riches en sesquioxydes. Ils ont toutefois éliminé ce critère des recommandations qu'ils ont publiées récemment sur l'utilisation des eaux usées municipales pour l'irrigation (Westcot et Ayers 1984).

Un certain nombre de chercheurs souhaitent voir la texture du sol incluse dans les recommandations, en particulier pour déterminer les combinaisons de coefficient d'adsorption du sodium (SAR) et de salinité qui assurent la perméabilité et la tolérance aux sels du sol. Il faut admettre, cependant, que cette question n'a pas été suffisamment traitée dans la documentation scientifique pour que des catégories de textures puissent être établies et intégrées définitivement dans les recommandations. La classification de la texture et d'autres paramètres pédologiques, y compris la profondeur des couches imperméables ou perméables et la profondeur des nappes phréatiques feront vraisemblablement partie intégrante des recommandations sur la compatibilité de l'eau avec le sol avant dix ou vingt ans.

A l'heure actuelle, il serait prématuré d'inclure la classification texturale dans les recommandations nationales pour la qualité de l'eau vu l'absence d'une base de données adéquate et de consensus parmi les experts. Cependant, une classification texturale au niveau provincial et selon les besoins serait souhaitable.

4.1.1.3 Qualité de l'eau d'irrigation

La qualité de l'eau d'irrigation est déterminée par sa teneur en sels dissous, en éléments traces et en organismes pathogènes. Les problèmes les plus fréquents qui résultent de l'utilisation d'une eau de mauvaise qualité sont les suivants: accumulation de sels dans la zone des racines, perte de perméabilité du sol à cause d'un excès de sodium ou de la lessivation du calcium, et toxicité des ions, des éléments traces ou des pesticides. Ces problèmes seront exposés en même temps que les limites recommandées.

Dans l'application des recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation, il faut tenir compte de trois facteurs importants:

1. La quantité d'eau. L'évapotranspiration détermine le débit d'irrigation requis. En général, plus la quantité d'eau d'irrigation utilisée annuellement est importante, plus les substances qu'elle contient risquent de s'accumuler dans le sol jusqu'à atteindre des concentrations toxiques. Les précipitations et l'utilisation d'une quantité d'eau supérieure aux besoins de la culture offrent une certaine protection contre cette accumulation en lessivant la zone des racines, à condition que le drainage puisse se faire sans contrainte.
2. Le type de culture. La sensibilité des cultures à l'égard des substances toxiques est très variable.
3. Le type de sol. Le taux de percolation est généralement plus élevé dans les sols sableux que dans les sols argileux. Les concentrations élevées de sodium peuvent agir de manière défavorable sur la structure et la perméabilité des sols argileux.

Si les recommandations indiquent que l'apport d'eau dont on fait l'évaluation ne convient pas pour l'irrigation, il faudrait consulter un spécialiste du ministère fédéral ou provincial de l'agriculture pour déterminer de quelle manière les conditions locales en ce qui concerne le type de sol, le type de culture et l'évapotranspiration peuvent modifier les effets découlant de la qualité de cette eau.

Les recommandations présentées dans le présent document ont été établies pour protéger les cultures les plus sensibles contre des concentrations toxiques d'ions dissous et d'autres constituants de l'eau d'irrigation. Sauf indication contraire, elles ont été tirées de Water Quality Criteria 1972 préparé pour le compte de l'Environmental Protection Agency des Etats-Unis (NAS/NAE 1973) à titre provisoire; elles seront révisées au fur et à mesure que l'on disposera de données plus adaptées à la situation canadienne (conditions climatiques et types de cultures). Ces recommandations sont basées sur un débit d'irrigation de 1000 mm d'eau par année (utilisé couramment en Californie), appliqué à un sol où les ions traces sont retenus dans les 15 cm supérieurs de la couche superficielle (NAS/NAE 1973). Dans ces conditions, les concentrations maximales recommandées pour les ions ont été fixées pour permettre d'irriguer pendant au moins 100 ans, avant que ne soient atteints les seuils de phytotoxicité. Dans le cas des ions qui sont désactivés dans les sols neutres ou alcalins à texture fine, on a recommandé des concentrations maximales plus élevées pour une utilisation pendant une période de 20 ans; après cette période, cependant, ces ions peuvent devenir toxiques pour les cultures si l'irrigation se poursuit. Ces concentrations d'ions plus élevées sont applicables dans le cas de l'utilisation d'eaux usées municipales pour l'irrigation.

Ces recommandations étant basées sur l'application de 1000 mm d'eau d'irrigation par année, soit beaucoup plus que ce qui est utilisé dans la plupart des régions du Canada, elles devraient assurer la protection des sols contre l'accumulation d'éléments toxiques pendant plus de 100 ans.

Il se peut que ces recommandations ne protègent pas les plantes cultivées en serres, sans sol (culture hydroponique), car un grand nombre des concentrations limites recommandées ont été établies en tenant compte de la capacité des sols à désactiver les substances toxiques.

4.1.2 Ions principaux

4.1.2.1 Bicarbonates

4.1.2.1.1 Recommandation

Pour le moment, on ne recommande aucune limite dans le cas des bicarbonates.

4.1.2.1.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aucune recommandation n'a été formulée pour la teneur en bicarbonates de l'eau d'irrigation aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) ni en Australie (Hart 1974), car d'autres caractéristiques de l'eau et du sol peuvent influer sur le danger potentiel des bicarbonates.

4.1.2.1.3 Justification

Les bicarbonates peuvent nuire à la fertilité du sol si l'on utilise de l'eau d'irrigation à forte teneur en bicarbonates pendant plusieurs décennies (Eaton 1950). Au fur et à mesure que les bicarbonates se concentrent dans le sol en raison de l'évapotranspiration, le calcium et le magnésium ont de plus en plus tendance à précipiter sous forme de carbonates insolubles. Avec le temps, le coefficient d'adsorption du sodium (SAR) augmente et des problèmes dus à la présence d'un excès de sodium commencent à apparaître.

Plusieurs chercheurs ont tenté de trouver des façons d'évaluer quantitativement le danger potentiel lié à la présence de bicarbonates en calculant des valeurs de carbonate de sodium résiduel (CSR) (Eaton 1950; Wilcox 1958; Bower et coll. 1968) ou celles des SAR corrigés (Rhoades 1968, 1971). Au Canada, l'expérience a montré que les SAR corrigés étaient généralement deux à trois fois plus élevés que le SAR de base. On a estimé que les valeurs de SAR corrigés avaient tendance à surcompenser le danger potentiel des bicarbonates (Environnement Canada 1984a; Cameron 1985). L'approche employée par Suarez (1981) pour calculer le SAR a été adoptée par Westcot et Ayers (1984) et elle semble donner des valeurs semblables à celles que l'on obtient avec le calcul du SAR standard.

4.1.2.2 Chlorures

4.1.2.2.1 Recommandation

La concentration maximale tolérable de chlorures dans l'eau d'irrigation doit être fixée en fonction de la sensibilité des cultures à l'ion chlorure. Les cultures sensibles doivent être irriguées avec de l'eau ne contenant pas plus de 100 $mg \cdot L^{-1}$ de chlorures; dans le cas des cultures tolérantes, on peut utiliser une eau pouvant contenir jusqu'à 700 $mg \cdot L^{-1}$ de chlorures (tableaux 4-4 et 4-5).

4.1.2.2.2 Sommaire de l'étude de la documentation

On n'a pas recommandé de concentration maximale unique de chlorures dans l'eau d'irrigation aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) ni en Australie (Hart 1974), car la toxicité des chlorures varie selon le type de culture, les conditions climatiques et la méthode d'irrigation. Dans ces documents, on présente sous forme de tableaux les tolérances aux chlorures de certaines cultures particulières. Pour la plupart des cultures, la baisse du rendement est la première manifestation de la toxicité des chlorures (NAS/NAE 1973).

4.1.2.2.3 Justification

Bien que les chlorures soient essentiels à la croissance des plantes, la plupart des plantes ligneuses (fruits à noyaux, agrumes, avocats) sont sensibles même à de faibles concentrations de chlorures, contrairement à la plupart des cultures légumières, céréalières, fourragères et des cultures de fibres (Chapman 1966; Oster et Rhoades 1984). Les chlorures peuvent endommager les plantes de deux façons. D'une part, l'ion chlorure peut être absorbé par les racines et remonter pour s'accumuler dans les feuilles, comme le sodium. Son accumulation en excès provoque alors la brûlure des feuilles, la chlorose et le dépérissement des rameaux. D'autre part, si l'on pratique une irrigation par aspersion, l'absorption directe des chlorures par les feuilles peut causer des dommages, en particulier lors des journées chaudes et venteuses (Bernstein 1965).

Au Canada, certains fruits comme l'abricot, la cerise et la prune, et certaines baies comme la fraise, la framboise, la mûre de Boysen et la mûre, peuvent être sensibles à l'absorp-

Tableau 4-4. Tolérance des cultures ligneuses et fruitières à l'absorption des chlorures par les racines

Culture ligneuse	Cl dans l'eau d'irrigation ($mg \cdot L^{-1}$)	Culture fruitière	Cl dans l'eau d'irrigation ($mg \cdot L^{-1}$)
Raisins	710-960	Mûre de Boysen	250
		Mûre	
Fruits à noyau (pêches, prunes, etc.)	180-600	Framboise	
		Raisins	230-460
		Fraise	110-180

Source: Westcot et Ayers 1984.

Tableau 4-5. Concentrations de sodium ou de chlorures dans l'eau d'irrigation qui causent des dommages foliaires

Degré de sensibilité	Concentrations ($mg \cdot L^{-1}$)		Cultures touchées
	Cl	Na	
Sensible	<178	<115	Amande, abricot, prune
Moyennement sensible	178-355	115-230	Raisin, poivron, pomme de terre, tomate
Moyennement tolérante	355-710	230-460	Luzerne, orge, maïs, concombre
Tolérante	>710	>460	Chou-fleur, coton, carthame, sésame, sorgho, betterave à sucre, tournesol

Source: Westcot et Ayers 1984.

tion par les racines des chlorures présents dans l'eau d'irrigation et ce, à des concentrations variant de 110 à 250 $mg \cdot L^{-1}$ (tableau 4-4).

Les arbres fruitiers sont plus susceptibles de subir des dommages foliaires causés par l'absorption d'une quantité excessive de chlorures ou de sodium directement par les feuilles arrosées parce qu'ils sont les plus sensibles; le raisin, le poivron, la pomme de terre et la tomate sont sensibles eux aussi (tableau 4-5). Généralement, il est possible d'atténuer les effets de la brûlure des feuilles en pratiquant un arrosage nocturne à débit élevé, mais il faut toutefois prendre les mesures nécessaires pour prévenir l'érosion du sol.

4.1.2.3 Matières solides dissoutes totales (salinité)

4.1.2.3.1 Recommandation

Dans des conditions d'irrigation normales, on ne devrait généralement pas éprouver de difficultés liées à la salinité si la concentration des matières solides dissoutes totales (MDT) dans l'eau d'irrigation ne dépasse pas 1000 $mg \cdot L^{-1}$. A des concentrations variant entre 500 et 1000 $mg \cdot L^{-1}$, on peut s'attendre à une certaine perte de rendement dans le cas des cultures sensibles (tableau 4-6). Dans certains cas, on a pu utiliser avec succès une eau d'irrigation contenant jusqu'à 3500 $mg \cdot L^{-1}$ de MDT pour la culture de plantes résistantes dans des sols sableux. L'utilisation d'une eau d'irrigation dont la concentration en MDT se situe entre 500 et 3500 $mg \cdot L^{-1}$ doit faire l'objet d'une évaluation spécifique à chaque site. Cette évaluation, dont l'objectif est la protection du sol à très long terme, doit se faire en tenant compte du type de culture, du drainage de surface et du drainage souterrain.

4.1.2.3.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La documentation qui porte sur la relation entre la tolérance des plantes aux sels et la salinité de l'eau d'irrigation est abondante (Kearney et Scofield 1936; Bernstein 1964, 1965, 1974; Bernstein et coll. 1972; Ayers et Westcot 1976; Maas et Hoffman 1977; François 1981; Westcot et Ayers 1984; Maas 1985). Dans la plupart des cas, les données ont été obtenues par suite de l'étude de parcelles artificielles dans lesquelles on a utilisé des fractions de lessivage élevées de manière à obtenir une répartition uniforme des sels dans la zone des racines. L'expérience a confirmé la reproductibilité et la fiabilité de telles données qui, en plus, ont l'avantage d'être applicables à la situation sur le terrain. Avec les années, on a établi, à partir de ces données, des tables de tolérance aux sels (tableau 4-6) qui montrent la relation entre la sensibilité des plantes et la salinité de l'eau d'irrigation.

L'application des données du tableau 4-6 à la situation canadienne a suscité certaines inquiétudes:

1. Les tolérances aux sels indiquées dans le tableau 4-6 ont été calculées à partir de cultures appartenant à des variétés autres que celles qu'on trouve au Canada et des différences ont été constatées (McKenzie et coll. 1983). Les variétés canadiennes de blé et d'orge ne semblent pas être aussi tolérantes que les variétés à partir desquelles on a calculé les valeurs du tableau 4-6. Par ailleurs, la luzerne pourrait être plus tolérante aux sels que ne l'indique le tableau 4-6.
2. Les valeurs du tableau étaient basées sur la tolérance maximale ne causant pas de baisse du rendement chez des plantes en pleine croissance (établies), mais elles ne tenaient pas compte de la tolérance pendant la germination ni de la tolérance des jeunes plants. Bien que l'orge et le blé apparaissent dans la catégorie des cultures très tolérantes, la CE du sol ne devrait pas dépasser 4 à 5 $mS \cdot cm^{-1}$ pendant la période de germination ni au début de la croissance. La CE ne doit pas dépasser 3 $mS \cdot cm^{-1}$ pendant la germination de la betterave potagère et de la betterave à sucre.
3. Les chercheurs se préoccupent du fait que les données du tableau 4-6 sont plus représentatives de la situation californienne que de la situation canadienne. Le climat canadien étant plus frais et plus humide, le taux de lessivage naturel est plus élevé. De plus, l'anion prédominant dans les sols canadiens est généralement l'ion sulfate, tandis que dans les sols californiens, c'est l'ion chlorure.
4. Un grand nombre des données sont basées sur des cultures sur sols sableux ou sur sable seulement, alors qu'au Canada, la composition des sols irrigués varie de sableuse à argileuse. Il serait probablement nécessaire d'apporter des corrections en fonction de la texture du sol.

Malgré les différences qui existent entre la Californie et le Canada du point de vue des cultures pratiquées et des conditions de croissance, les valeurs limites présentées dans le tableau 4-6 sont appliquées de façon systématique au Canada sans qu'on ait constaté de difficultés importantes. Il

Tableau 4-6. Tolérance de certaines cultures à la teneur en matières solides dissoutes totales de l'eau d'irrigation[1] d'après des travaux de recherche réalisés en Californie, E.-U.

Degré de tolérance	Fruits et baies	Légumes	Grandes cultures	Cultures fourragères
Non tolérante				
CE_e <0,7 MDT <500	Fraise Framboise	Haricot Carotte	Haricot	
Légèrement tolérante				
CE_e <1,2 MDT <800	Mûre de Boysen Groseille Mûre Groseille verte Prune Raisin Abricot Pêche Poire Cerise Pomme	Oignon Panais Radis Pois Citrouille Laitue Poivron Melon Patate douce Maïs sucré Pomme de terre Céleri Chou Chou-rave Chou-fleur	Pois à vache Fève Lin Tournesol Maïs	Trèfle (Alsike, Ladino, type "Fragiferum") Trèfle d'Alexandrie Maïs fourrager
Moyennement tolérante				
CE_e <2,2 MDT <1500		Epinard Cantaloup Concombre Tomate Courge Chou de Bruxelles Brocoli Navet		Brome inerme Luzerne Gros trèfle Ray-grass inerme Vesce Fléole des prés *Agropyron cristatum*
Tolérante				
CE_e <3,6 MDT <2500		Betterave Courgette	Colza Sorgho	Foin d'avoine Foin de blé Brome, Fétuque élevée Mélilot Alpiste roseau Lotier Ray-grass anglais
Très tolérante				
CE_e <5,0 MDT <3500		Asperge	Soja Carthame Avoine Seigle Blé Betterave à sucre Orge	Foin d'orge *Agropyron elongatum*

[1] *Suppositions et définitions*

1. Dans chaque groupe de tolérance, les cultures sont données par ordre de tolérance croissante. La tolérance réelle des cultures dépendra des pratiques de gestion et des conditions climatiques et pédologiques.
2. CE_e représente la conductivité électrique de l'extrait saturé ($mS \cdot cm^{-1}$ ou $mmhos \cdot cm^{-1}$). CE_e représente la conductivité électrique de l'eau d'irrigation. CE_{ss} représente la conductivité électrique de la solution du sol. $CE_{ss} = 3\ CE_e$ pour une fraction de lessivage de 0,15.
3. MDT représente la teneur en sels dissous, exprimée en $mg \cdot L^{-1}$. L'équivalence 1 CE = 700 $mg \cdot L^{-1}$ a été appliquée pour la conversion des données.
4. On maintient une fraction de lessivage d'environ 15 %. On peut cependant corriger les valeurs données dans les tables de tolérance en faisant augmenter ou diminuer la fraction de lessivage.
5. Le sol présente une texture allant d'un loam sableux à de l'argile avec drainage interne efficace et absence de nappe phréatique peu profonde non limitée.
6. Les précipitations sont faibles et ne comblent pas une part importante des besoins en eau des cultures. Les recommandations peuvent s'avérer trop restrictives dans les régions plus humides.

7. On a supposé qu'on faisait appel à des systèmes d'irrigation par gravité et par aspersion dans les cas d'utilisations occasionnelles, à la demande. La culture utilise au moins 50 % des réserves en eau du sol avant l'irrigation suivante. Les recommandations sont trop restrictives dans le cas d'une irrigation fréquente ou par ruissellement.
8. Chaque irrigation lessive la zone supérieure des racines et l'accumulation des sels s'accroît avec la profondeur. La culture réagit à la salinité moyenne de la zone des racines, et la teneur en sels de la solution du sol (CE_{ss}) est environ le triple de la teneur en sels de l'eau d'irrigation (CE_i) en raison de l'évapotranspiration.

Sources: Kearney et Scofield 1936; Bernstein 1964, 1965, 1974; Bernstein et coll. 1972; Ayers et Westcot 1976; Maas et Hoffman 1977; Francois 1981; Westcot et Ayers 1984; Maas 1985.

serait tout de même souhaitable que ces valeurs soient adaptées à la situation canadienne (Jame 1986).

4.1.2.3.3 Justification

La salinité, ou teneur en sels dissous, de l'eau d'irrigation constitue un paramètre très important de la qualité de l'eau. La pression osmotique de la solution du sol augmente proportionnellement à la salinité, ce qui entraîne une réduction de la qualité d'eau utilisable par les plantes.

Lorsque le drainage est adéquat, il est possible de limiter l'accumulation de sels dans le sol par la gestion de l'irrigation ou, plus spécifiquement, en réglant le débit d'irrigation. Si l'eau fournie par l'irrigation et par les pluies est insuffisante pour répondre aux besoins des plantes, les sels s'accumuleront dans la zone principale des racines. Pour être adéquat, un programme d'irrigation doit prévoir l'application d'un excès d'eau (appelé fraction de lessivage) suffisant pour entraîner une partie des sels hors de la zone des racines.

Les plantes présentent une tolérance variable à la salinité de l'eau d'irrigation. Règle générale, la plupart des cultures fruitières sont sensibles, suivies des cultures légumières, des grandes cultures et des cultures fourragères (tableau 4-6). La tolérance à l'égard de la salinité diffère souvent au sein des variétés d'une même espèce. En outre, elle peut varier avec le stade de croissance, le plus sensible étant celui de la germination des plants (Millington et coll. 1951; Hart 1974).

4.1.2.4 Sodium

4.1.2.4.1 Recommandation

On peut protéger les sols contre la présence de sodium en concentrations nuisibles en calculant le coefficient d'adsorption du sodium (SAR) et en déterminant la compatibilité de l'eau d'irrigation pour chaque site (tableau 4-5).

4.1.2.4.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Dans une publication récente, Westcot et Ayers (1984) ont catégorisé les effets du sodium sur les plantes comme suit:

SAR (eau d'irrigation)	RESTRICTION CONCERNANT L'UTILISATION
<3	aucune
3-9	faible à modérée
>9	élevée

Pour les cultures annuelles non sensibles, ils proposent d'utiliser comme guide une table de tolérance au sel (tableau 4-7).

Tableau 4-7. Tolérance des cultures au sodium

Degré de tolérance	SAR de l'eau d'irrigation	Culture	Effet
Très sensible	2-8	Fruits des feuillus	Brûlure de l'extrémité des feuilles, flétrissement des feuilles
Sensible	8-18	Haricot	Dépérissement
Moyennement tolérante	18-46	Trèfle, avoine, fétuque élevée	Dépérissement dû à la perturbation de la nutrition et à la structure du sol
Tolérante	46-102	Blé, luzerne, orge, tomate, betterave, *Agropyron elongatum* *Agropyron cristatum*	Dépérissement dû à la structure du sol

Source: Hart 1974.

On trouvera un exposé détaillé des problèmes causés par le sodium et la salinité de l'eau d'irrigation ainsi que des mesures de correction recommandées dans le USDA Handbook 60 (U.S. Department of Agriculture 1954) et dans Ayers et Westcot (1976, 1985).

4.1.2.4.3 Justification

La présence d'un excès de sodium dans l'eau d'irrigation, que ce soit par rapport à la quantité de calcium et de magnésium ou par rapport à la teneur totale en sels solubles, peut altérer la structure du sol, ralentir les déplacements de l'eau dans le sol et à travers le sol (infiltration, perméabilité) et réduire l'aération du sol. Lorsque le calcium est le cation prédominant du complexe d'échange, on se trouve généralement en présence d'un sol de structure granuleuse, qui se travaille facilement et qui est perméable. Cependant, lorsque la teneur en sodium adsorbé dépasse 10 à 15 % des cations totaux, l'argile tend à se disperser lorsqu'elle est mouillée, ce qui réduit la perméabilité du sol; on observe alors des flaques d'eau par temps pluvieux et une croûte dure par temps sec.

Il est possible que la perméabilité soit maintenue au-dessous de la surface du sol, l'absorption d'eau par les cultures faisant habituellement augmenter suffisamment la salinité pour retarder les effets défavorables du sodium échangeable.

L'ampleur des effets d'un excès de sodium peut être reliée aux proportions relatives des ions sodium, calcium et magnésium dans l'eau d'irrigation. Le coefficient d'adsorption du sodium (SAR) se calcule de la façon suivante:

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}}$$

où les concentrations de Na^+, de Ca^{2+} et de Mg^{2+} sont exprimées en milliéquivalents par litre.

La plupart des chercheurs s'accordent pour dire que plus le SAR tend vers 10, plus on risque d'éprouver des difficultés avec la perméabilité du sol. Cependant, il est souvent possible de compenser les effets potentiels du SAR sur la perméabilité en maintenant une teneur élevée en sels. Quirk et Schofield (1955) et Quirk (1971) ont montré qu'il y avait nettement avantage à accroître la salinité de l'eau d'irrigation pour maintenir l'état de floculation et de perméabilité des sols. Comme on l'a mentionné, l'utilisation d'une eau d'irrigation à teneur relativement élevée en sodium et faible en sels totaux peut altérer les propriétés physiques du sol, alors que l'utilisation d'une eau riche en sodium et dont la salinité est élevée favorise la stabilité.

Pour les combinaisons de salinité (conductivité électrique) et de SAR qui se trouvent au-dessous de la courbe supérieure (figure 4-3, adaptée d'après Oster et Rhoades 1984), on ne prévoit pas de dispersion ni de gonflement de l'argile. Par contre, pour les valeurs qui se trouvent au-dessus de cette courbe, on peut s'attendre à des problèmes de perméabilité. Lorsque le SAR dans la couche superficielle est supérieur à 10, on peut observer une réduction importante de la perméabilité du sol (formation de flaques et de croûtes) si les pluies abaissent la salinité du sol à un niveau inférieur à 1 $mS \cdot cm^{-1}$ (figure 4-3). Selon Oster et Rhoades (1984), il est possible d'obtenir une réduction de 33 % de la teneur en sels solubles en inondant de façon intermittente la couche superficielle du sol (15 cm) avec environ 4 cm d'eau fraîche. Compte tenu du climat canadien, ce phénomène est important, particulièrement au printemps lorsque la fonte des neiges et les averses de pluie abaissent temporairement, par dilution, la concentration superficielle de sels, sans modifier le pourcentage de sodium échangeable. Dans ces conditions, il est justifié, pour une meilleure protection, d'étendre la zone des conditions d'instabilité potentielle, en particulier pour les eaux les plus salines. Ainsi, la courbe inférieure de la figure 4-3 est probablement plus représentative des conditions qui prévalent au Canada où une eau d'irrigation présentant une conductivité électrique (CE) de 1 $mS \cdot cm^{-1}$ et un SAR inférieur ou égal à 6 favoriserait la stabilité du sol. Une eau dont la CE s'approche de 3 ne devrait pas causer de problèmes de perméabilité si le SAR était limité à moins de 20. L'effet du sulfate de calcium dans les sols canadiens sur la dilution des sels lors de la fonte des neiges et d'averses devrait être pris en considération.

Le sodium peut nuire aux plantes de cinq façons:

1. absorption directe par les racines et accumulation de concentrations toxiques de sodium;
2. absorption directe par les feuilles lors de l'arrosage (voir la section 4.1.2.4);
3. déséquilibre d'ordre nutritionnel dû à des concentrations de calcium et de magnésium insuffisantes pour prévenir l'absorption et l'accumulation du sodium;
4. perturbation des propriétés physiques du sol;

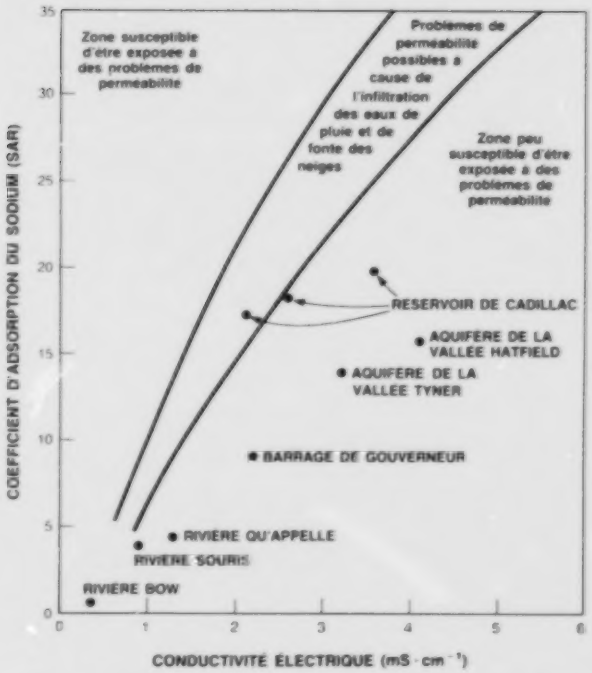


Figure 4-3. Relation entre la salinité et le coefficient d'adsorption du sodium, montrant les diverses combinaisons qui favorisent ou défavorisent la perméabilité du sol. Courbe supérieure adaptée d'après Oster et Rhoades (1984).

5. le sodium est souvent un cation important qui contribue au stress osmotique lorsque la salinité affecte les plantes.

Il est souvent difficile de distinguer les divers effets toxiques, directs et indirects, du sodium qui, habituellement, s'accompagnent d'un effet global lié aux phénomènes d'osmose ou de "salinité". Certaines plantes sont toutefois sensibles au sodium et peuvent être affectées par des concentrations faibles de sodium échangeable (tableau 4-7).

4.1.3 Métaux lourds et ions à l'état de traces

4.1.3.1 Aluminium

4.1.3.1.1 Recommandation

La concentration d'aluminium total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 20 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans, dans les sols neutres et alcalins de texture fine.

4.1.3.1.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La concentration maximale d'aluminium dans l'eau recommandée pour l'irrigation de tous les types de sol est de 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) et en Australie (Hart 1974); aux Etat-Unis, on autorise une limite de 20 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas de l'irrigation des sols neutres ou alcalins de texture fine. En Ontario, le ministère de l'Environnement (Ontario Ministry of the Environment 1984) a recom-

mandé des concentrations maximales de 5,0 mg·L^{-1} dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et de 20,0 mg·L^{-1} pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans dans les sols de texture fine et de pH variant entre 6,0 et 8,5. Au Manitoba (Williamson 1983), on recommande des concentrations maximales de 5,0 mg·L^{-1}, qu'il s'agisse d'une irrigation d'appoint ou d'une source supplémentaire, et de 20,0 mg·L^{-1} lorsqu'il s'agit d'une utilisation pendant une durée allant jusqu'à 20 ans dans des sols de texture fine à moyenne.

4.1.3.1.3 Justification

La toxicité de l'aluminium pour les grandes cultures constitue une cause importante de la baisse de la productivité des sols acides, la solubilité de l'aluminium étant proportionnelle à la concentration des ions hydrogène (Gough et coll. 1979). Plusieurs plantes, entre autres le blé et l'orge, montrent des signes d'intoxication par l'aluminium lorsqu'on les fait pousser dans des solutions nutritives contenant de 0,1 à 1 mg·L^{-1} d'aluminium (NAS/NAE 1973). Ces valeurs ne peuvent s'appliquer directement à l'eau d'irrigation puisque le sol a la capacité de fixer les ions aluminium, réduisant ainsi leur solubilité. Toutefois, elles indiquent bien que l'aluminium peut être toxique pour les plantes à des concentrations relativement faibles. Comme on connaît mal, en général, les concentrations d'aluminium qui sont toxiques pour les plantes dans les conditions particulières du Canada, on se fie aux recommandations publiées aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973).

4.1.3.2 Arsenic

4.1.3.2.1 Recommandation

La concentration d'arsenic total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,1 mg·L^{-1} dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 2,0 mg·L^{-1} pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans dans les sols neutres ou alcalins de texture fine. Ces limites doivent être réduites dans le cas des sols qui présentent une teneur élevée en arsenic naturel ou en arsenic d'origine anthropique.

4.1.3.2.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on recommande que les concentrations maximales d'arsenic dans l'eau d'irrigation ne dépassent pas 0,1 mg·L^{-1} dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 2,0 mg·L^{-1} pour une utilisation allant jusqu'à 20 ans, dans les sols neutres ou alcalins de texture fine (NAS/NAE 1973). En Australie, la concentration maximale recommandée pour l'irrigation continue est de 0,1 mg·L^{-1} (Hart 1984). En Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et au Manitoba (Williamson 1983), on recommande des concentrations maximales de 0,10 mg·L^{-1} pour une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et de 2,0 mg·L^{-1} pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans dans des sols de texture fine.

Demayo et coll. (1982) ont formulé des recommandations relatives aux concentrations maximales d'arsenic, selon le type de sol considéré et la sensibilité des cultures: 0,1 mg·L^{-1} dans le loam sableux et 1,0 mg·L^{-1} dans l'argile, pour les cultures sensibles; et 1,0 mg·L^{-1} dans le loam sableux et 2 mg·L^{-1} dans l'argile, pour les cultures tolérantes. Ils ont calculé qu'une concentration de 5 mg·kg^{-1} d'arsenic total (ce qui correspond au seuil de toxicité) pouvait s'accumuler en l'espace de 10 ans dans les 15 cm de la couche superficielle d'un sol irrigué avec une eau contenant 0,1 mg·L^{-1} d'arsenic. Toutefois, une partie seulement de l'arsenic total présent dans le sol peut être utilisée par les plantes.

4.1.3.2.3 Justification

En général, les concentrations naturelles d'arsenic dans le sol ne doivent pas dépasser 15 mg·kg^{-1} (CNRC 1979a). Les sols agricoles peuvent présenter des concentrations élevées d'arsenic à cause de l'utilisation dans le passé de pesticides contenant de l'arsenic organique, et dont les résidus sont très persistants (NAS 1977). Dans les sols agricoles de l'Ontario qui n'ont pas été contaminés par des pesticides à base d'arsenic, les concentrations varient de 1,1 à 16,7 mg·kg^{-1} (Frank et coll. 1976). Les cultures légumières ne réussissent pas à pousser dans les sols traités avec de l'arsenic à une concentration de 500 mg·kg^{-1} (arsenate de sodium). Elles survivent à des doses de 10, 50 et 100 mg·kg^{-1}, mais leur croissance est alors réduite en conséquence (Woolson 1973). Le résumé publié par la NAS/NAE (1973) sur les effets toxiques de l'arsenic pour les plantes indique qu'on observe des symptômes de toxicité et une réduction de la croissance chez des végétaux cultivés avec des solutions nutritives contenant de l'arsenic à des concentrations de 0,5 à 10 mg·L^{-1}, selon l'espèce considérée. Les sols peuvent réduire de beaucoup la toxicité de l'arsenic dissous par adsorption sur l'argile et par la formation de dérivés résultant de la réaction de l'arsenic avec le phosphore. Le traitement direct du sol à l'arsenic, à raison de 90 kg·ha^{-1}, a généralement réduit le rendement des cultures légumières; à 45 kg·ha^{-1}, les plantes sensibles présentent des signes d'intoxication évidents (Jacobs et coll. 1970). La toxicité de l'arsenic pour les plantes est inversement proportionnelle à la teneur du sol en argile (Woolson 1973).

Bien qu'on ait montré que les plantes à racines ou tubercules comestibles, comme la pomme de terre et le radis, pouvaient concentrer l'arsenic (Jacobs et coll. 1970; Woolson 1973), ce dernier n'atteint généralement pas une concentration dangereuse pour les consommateurs dans les parties comestibles, car la croissance est retardée avant qu'il y ait accumulation importante (CNRC 1979a).

4.1.3.3 Béryllium

4.1.3.3.1 Recommandation

La concentration de béryllium total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,1 mg·L^{-1} dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 0,5 mg·L^{-1} pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans, dans les sols neutres ou alcalins de texture fine.

4.1.3.3.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on recommande des concentrations maximales de 0,1 mg·L^{-1} dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et de 0,5 mg·L^{-1} pour une

utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans, dans les sols neutres ou alcalins (NAS/NAE 1973). En Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et au Manitoba (Williamson 1983), on recommande les mêmes limites.

4.1.3.3.3 Justification

En solution nutritive, le béryllium s'est révélé toxique pour les cultures alimentaires et pour les plantes fourragères à des concentrations variant de 0,5 à 5 $mg \cdot L^{-1}$ (NAS/NAE 1973). On a signalé une réduction de la croissance du chou poussant dans des sols acides traités au béryllium à raison de 40 $mg \cdot L^{-1}$; mais cette réduction ne se produisait pas dans les sols alcalins (Williams et LeRiche 1968). Le béryllium, qu'il provienne d'une solution nutritive ou du sol, ne se déplace pas facilement par translocation, de la racine des plantes vers le feuillage (Gough et coll. 1979).

4.1.3.4 Bore

4.1.3.4.1 Recommandation

La concentration de bore total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas des plantes sensibles, mais elle peut s'élever jusqu'à 6 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas des plantes tolérantes (tableau 4-8).

4.1.3.4.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) et en Australie (Hart 1974), on recommande que la concentration de bore dans l'eau d'irrigation ne dépasse pas 2 $mg \cdot L^{-1}$, quel que soit le type de sol, pour les cultures tolérantes, 1 $mg \cdot L^{-1}$ pour les cultures semi-tolérantes, et 0,3 $mg \cdot L^{-1}$ (Australie) et 0,75 $mg \cdot L^{-1}$ (E.-U.) pour les cultures sensibles. Aux Etats-Unis, on autorise l'utilisation d'une eau renfermant jusqu'à 2 $mg \cdot L^{-1}$, pendant une période allant jusqu'à 20 ans, dans le cas de cultures sensibles poussant sur des sols neutres ou alcalins de texture fine; des "concentrations plus élevées" sont autorisées dans le cas des cultures tolérantes ou pour des périodes plus courtes. En Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984), on recommande des concentrations de 0,75 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et de 2,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans dans des sols de texture fine et de pH variant entre 6,0 et 8,5. Au Manitoba (Williamson 1983), on recommande des concentrations de 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ pour l'eau d'irrigation constituant la seule source d'apport en eau, de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour l'eau servant à l'irrigation d'appoint, et de 2,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation pendant une période allant jusqu'à 20 ans dans des sols de texture fine à moyenne.

4.1.3.4.3 Justification

Bien que le bore soit un élément essentiel à la croissance des plantes, la quantité nécessaire est relativement faible et sa présence en excès peut être toxique. Les concentrations toxiques de bore dans l'eau d'irrigation proviennent plus souvent des eaux souterraines ou des eaux usées ayant subi un traitement secondaire que des eaux superficielles (Ayers et Westcot 1976).

Tableau 4-8. Tolérance relative des cultures au bore

Degré de tolérance[1]	Concentration de bore dans l'eau du sol[2] ($mg \cdot L^{-1}$)	Culture
Très sensible	<0,5	Mûre
Sensible	0,5-1,0	Pêche, cerise, prune, raisin, pois à vache, oignon, ail, patate douce, blé, orge, tournesol, haricot mungo, sésame, lupin, fraise, topinambour, haricot, haricot de Lima
Moyennement sensible	1,0-2,0	Poivron rouge, pois, carotte, radis, pomme de terre, concombre
Moyennement tolérante	2,0-4,0	Laitue, choux, céleri, navet, pâturin des prés, avoine, maïs, artichaut, tabac, moutarde, trèfle, courge, melon
Tolérante	4,0-6,0	Sorgho, tomate, luzerne, vesce, persil, betterave, betterave à sucre
Très tolérante	6,0-15,0	Asperge

[1] La tolérance varie en fonction du climat, des conditions du sol et du type de culture; les valeurs ne sont données qu'à titre indicatif.

[2] Concentrations maximales tolérées dans l'eau sans réduction du rendement ou de la croissance. Elles sont légèrement inférieures ou approximativement égales aux concentrations présentes dans l'eau du sol.

Source: Westcot et Ayers 1984.

En ce qui concerne le bore, les critères d'évaluation des eaux d'irrigation sont basés en grande partie sur les travaux de culture sur sable réalisés en Californie (Eaton 1944). Dans une étude assez exhaustive sur le bore, Gupta et coll. (1985) ont conclu que l'interprétation des données d'Eaton prêtait à confusion: d'une part, on ne peut déterminer si la "concentration de bore" s'applique à l'eau d'irrigation ou à la solution du sol; et d'autre part, à cause du manque de répétitions, il est impossible d'évaluer adéquatement la précision des résultats. Gupta et coll. ont insisté sur la nécessité d'établir des critères pour l'évaluation du bore dans l'eau d'irrigation. La sorption conditionne aussi la concentration de cet élément dans la solution du sol. Par ailleurs, Jame et coll. (1982) ont élaboré un modèle théorique pour faciliter la prévision des concentrations de bore dans la solution du sol.

La concentration de bore dans le sol ne s'élève à 1-2 $mg \cdot L^{-1}$ que si la capacité d'adsorption du sol est saturée. Ainsi, dans des sols neutres ou alcalins, on peut utiliser une eau d'irrigation contenant 2 $mg \cdot L^{-1}$ de bore pendant un temps assez long sans que les cultures sensibles en souffrent (NAS/NAE 1973). Selon le type de sol et la sensibilité des cultures, le bore peut ralentir la croissance des plantes; cependant, dans les régions où l'irrigation est une nécessité, les inconvénients d'une eau contenant du bore seront probablement compensés par ses avantages. Le lessivage protège également les sols contre l'accumulation de bore en concentration toxique (Environnement Canada 1984a).

Malgré les lacunes qu'elles peuvent comporter, les données d'Eaton ont servi de base pour l'élaboration des recommandations antérieures (U.S. Department of Agriculture 1954; Wilcox

1960; Allison 1964; Bingham 1973; NAS/NAE 1973; Bernstein 1974; Hart 1974) qui ont été largement utilisées depuis trente ans (Ayers et Westcot 1976; U.S. EPA 1976; Ayers 1977; Shainberg et Oster 1978; Westcot et Ayers 1984; Environnement Canada 1984a; Maas 1985).

D'après une compilation de la tolérance relative des cultures au bore (tableau 4-8), la majorité des arbres fruitiers, des petits fruits et des baies sont sensibles au bore lorsque sa concentration dans la solution du sol dépasse 1,0 $mg \cdot L^{-1}$. Le blé, l'orge et les grandes cultures comme le tournesol et la pomme de terre se classent dans la catégorie des cultures sensibles, alors que d'autres grandes cultures comme l'avoine, le maïs, le tabac, la moutarde, le sorgho et la betterave à sucre se classent dans la catégorie des cultures tolérantes (concentrations dans l'eau d'irrigation variant de 2,0 à 6,0 $mg \cdot L^{-1}$). La tolérance des cultures légumières est variable: l'oignon et le haricot sont sensibles, les pois, la carotte, le concombre, la laitue et le céleri sont moyennement sensibles, alors que la tomate, le persil, la betterave et l'asperge sont tolérants.

4.1.3.5 Cadmium

4.1.3.5.1 Recommandation

La concentration de cadmium total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol.

4.1.3.5.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on recommande que les concentrations de cadmium dans l'eau d'irrigation ne dépassent pas 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation continue sur tous les types de sol, et 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation allant jusqu'à 20 ans sur des sols neutres ou alcalins de texture fine (NAS/NAE 1973). En Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984), on recommande aussi ces limites. Au Manitoba (Williamson 1983), on recommande la même limite dans le cas de l'utilisation continue dans tous les types de sol. Cependant, une concentration maximale de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ est recommandée pour une utilisation pendant une période allant jusqu'à 20 ans dans des sols de texture fine à moyenne.

Comme le cadmium peut s'accumuler dans les plantes destinées à la consommation humaine et animale et comme la toxicité de cet élément pour les plantes et les animaux est reconnue (CNRC 1979b), la prudence s'impose. C'est d'ailleurs pourquoi Reeder et coll. (1983a) ont recommandé que la concentration maximale de cadmium total ne dépasse pas 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau d'irrigation utilisée dans tous les types de sol du Canada. En Australie, la concentration maximale recommandée pour l'eau d'irrigation est de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ (Hart 1984).

4.1.3.5.3 Justification

Le cadmium est habituellement présent en concentrations relativement faible (<0,3 $mg \cdot kg^{-1}$) dans les sols canadiens (CNRC 1979b). Il est facilement absorbé par les plantes bien qu'il ne soit pas nécessaire à leur métabolisme. Le taux d'absorption du cadmium par les plantes dépend du type de sol et de la concentration d'autres éléments comme le cuivre et le zinc. L'absorption du cadmium par les plantes augmente avec l'acidité du sol, mais elle est inhibée par des teneurs élevées en argile et en matières organiques (Friberg et coll. 1974). A cause de sa ressemblance avec le zinc, élément essentiel à la croissance des plantes, le cadmium peut perturber les processus métaboliques, ce qui en fait un élément toxique pour de nombreux végétaux.

Ajouté à des solutions nutritives en concentrations variant de 0,1 à 1,0 $mg \cdot L^{-1}$, le cadmium réduit la croissance d'une grande variété de plantes, entre autres des légumes et des plantes fourragères (NAS/NAE 1973). Dans les solutions du sol, on a constaté une baisse du rendement pour des concentrations de cadmium variant de 0,11 à 0,56 $mg \cdot L^{-1}$. Dugdale (1978) a jugé que le seuil de toxicité du cadmium était de 50 $mg \cdot kg^{-1}$ de sol, même si les premiers symptômes d'intoxication par le cadmium apparaissent à 2,5 $mg \cdot kg^{-1}$ et 1,0 $mg \cdot kg^{-1}$ de sol respectivement dans le cas du blé (Haghiri 1973) et du soja (Miller et coll. 1976). Bingham et coll. (1975) ont montré que le rendement des grandes cultures était réduit de 25 % en présence de concentrations de cadmium variant de 4 $mg \cdot kg^{-1}$ (épinards) à plus de 640 $mg \cdot kg^{-1}$ (riz) dans le sol.

4.1.3.6 Chrome

4.1.3.6.1 Recommandation

La concentration de chrome total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol.

4.1.3.6.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on recommande que la concentration de chrome dans l'eau d'irrigation ne dépasse pas 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans dans les sols neutres ou alcalins de texture fine (NAS/NAE 1973). L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent des limites semblables. Taylor et coll. (1982) ont jugé que la plus faible de ces valeurs était applicable à l'eau d'irrigation utilisée au Canada, pour ce qui est du chrome total. En Australie, la concentration maximale de chrome total dans l'eau d'irrigation utilisée de façon continue, quel que soit le type de sol, est de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ (Hart 1984). A l'avenir, les recommandations relatives au chrome devraient être exprimées en fonction du Cr(VI) qui constitue la forme de chrome la plus disponible.

4.1.3.6.3 Justification

En faible concentration, le chrome a un effet favorable sur la croissance des plantes. Il entre souvent dans la composition des engrais même s'il ne fait pas partie des éléments dits essentiels à la croissance des plantes. Une application de chrome à raison de 10 à 100 $g \cdot ha^{-1}$ a été avantageuse pour une variété de cultures (NAS 1974). Par contre, en concentra-

tions relativement élevées et dans un environnement contrôlé, le chrome peut réduire la productivité des plantes.

Ajouté à des solutions nutritives, le chrome réduit le rendement des plantes lorsque sa concentration varie de 1 à 10 $mg \cdot L^{-1}$, selon la variété et l'espèce considérées (NAS/NAE 1973; CNRC 1977). Dans les solutions nutritives, la disponibilité du Cr(III) et du Cr(VI) pour une utilisation par les plantes est à peu près égale (Breeze 1973; Huffman et Allaway 1973). Par contre, lorsqu'une solution de chrome est versée dans le sol, seul le Cr(VI) reste mobile et disponible aux plantes, alors que le Cr(III) est rendu moins mobile parce qu'il est adsorbé ou qu'il forme des complexes (Breeze 1973). La disponibilité du chrome à l'égard des plantes dépend aussi du type de sol et de sa teneur en humidité. Pour le Cr(VI), les limites de toxicité varient de 5 à 500 $mg \cdot kg^{-1}$ de sol, selon l'espèce végétale et le type de sol considérés (CNRC 1977). Les effets toxiques du Cr(III) se manifestent à 50-5000 $mg \cdot kg^{-1}$.

Plus de 90 % du chrome absorbé par les plantes reste dans les racines, la translocation vers les parties aériennes étant peu importante (Huffman et Allaway 1973). D'après ce qu'on sait, le chrome ne s'accumulerait pas dans les plantes destinées à la consommation humaine ou animale; au contraire, les aliments ont tendance à ne pas en contenir suffisamment (CNRC 1977).

4.1.3.7 Cobalt

4.1.3.7.1 Recommandation

La concentration de cobalt total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans, dans les sols neutres ou alcalins de texture fine.

4.1.3.7.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on recommande que la concentration de cobalt dans les eaux d'irrigation ne dépasse pas 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans, dans les sols neutres ou alcalins de texture fine (NAS/NAE 1973). L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent également ces limites.

4.1.3.7.3 Justification

En solution nutritive, le cobalt s'est révélé toxique pour diverses cultures vivrières, à des concentrations variant d'environ 0,1 à 5 $mg \cdot L^{-1}$ (NAS/NAE 1973). Peu d'études ont été réalisées au sujet des effets sur les cultures du traitement au cobalt appliqué directement sur les sols. Vanselow (1966) signale toutefois que des concentrations élevées de cobalt (100 $mg \cdot kg^{-1}$ de sol) ont peu d'effet sur les cultures d'agrumes, probablement parce que le cobalt est adsorbé sur les particules du sol.

4.1.3.8 Cuivre

4.1.3.8.1 Recommandation

La concentration de cuivre total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation continue, quel que soit le type de sol. Pour l'eau destinée à irriguer des cultures présentant une faible sensibilité au cuivre, comme les céréales, on recommande un maximum de 1 $mg \cdot L^{-1}$; cette concentration peut s'élever à 5 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans dans des sols neutres ou alcalins.

4.1.3.8.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on recommande que la concentration de cuivre dans l'eau d'irrigation ne dépasse pas 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation continue dans tous les types de sol, et 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans dans les sols neutres ou alcalins de texture fine (NAS/NAE 1973). L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent également ces limites. Demayo et Taylor (1983) ont recommandé que la concentration maximale de cuivre dans l'eau d'irrigation soit limitée à 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ pour les cultures sensibles et à 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour les cultures tolérantes. Hart (1984) a recommandé que la concentration maximale de cuivre total dans l'eau d'irrigation pour une utilisation continue soit de 0,2 $mg \cdot L^{-1}$, quel que soit le type de sol.

4.1.3.8.3 Justification

Le cuivre est un élément essentiel à la croissance des plantes et un constituant important de plusieurs enzymes végétales. On observe fréquemment des symptômes de carence en cuivre chez les plantes cultivées dans des sols où la teneur en cuivre disponible est faible. La limite inférieure de cuivre nécessaire à la bonne croissance des plantes est d'environ 6 $mg \cdot kg^{-1}$ de sol, mais elle est plus élevée dans les sols très organiques ou à forte teneur en phosphate, en manganèse ou en zinc. Les concentrations naturelles de cuivre dans les sols varient d'environ 20 à 50 $mg \cdot kg^{-1}$ (Delas 1963), mais elles sont beaucoup moins élevées dans certaines régions et dans certains sols du Canada. Par exemple, elles sont inférieures à 20 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les sols podzoliques de l'est du Canada (Fuller 1977) et inférieures à 10 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les sols agricoles de l'Alberta (Dudas et Pawluk 1977). Par contre, les concentrations de cuivre peuvent être beaucoup plus élevées dans les sols exposés à des sources anthropiques: installations d'extraction du minerai et fonderies, irrigation continue avec des eaux contenant des effluents domestiques ou industriels, fongicides à base de cuivre, fumier produit par des animaux dont l'alimentation est riche en cuivre, et certains engrais.

Chez les plantes sensibles au cuivre, les premiers signes d'intoxication apparaissent à des concentrations variant de 25 à 50 $mg \cdot kg^{-1}$ de sol (Delas 1963). Toutefois, la toxicité du cuivre se manifeste en général à des concentrations beaucoup plus élevées, de l'ordre de 150 à 400 $mg \cdot kg^{-1}$ de sol (Baker 1974). En solution nutritive, le cuivre est toxique pour

les plantes à des concentrations variant de 0,1 à 17,7 $mg \cdot L^{-1}$, selon l'espèce végétale considérée (NAS/NAE 1973; Demayo et Taylor 1983).

Pour établir la concentration maximale de 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ de cuivre total pour l'eau d'irrigation, Demayo et Taylor (1983) ont tenu compte de la concentration de cuivre dans le sol, qui est toxique pour les plantes sensibles, et de l'accumulation du cuivre dans les 15 cm de la couche superficielle du sol. Ils ont également supposé que la densité du sol était de 1700 $kg \cdot m^{-3}$ et que le débit d'irrigation était de 1000 mm d'eau par année. Avec une limite de 0,2 $mg \cdot L^{-1}$, il faudrait compter 30 ans ou plus avant que le cuivre n'atteigne des concentrations toxiques pour les plantes sensibles dans les sols à faible capacité d'échange cationique. Dans la plupart des régions irriguées du Canada, il faudra bien plus de 30 ans pour que le niveau toxique soit atteint puisque seules les cultures fruitières de Colombie-Britannique reçoivent 1000 mm d'eau d'irrigation par année. Dans d'autres régions du Canada, où l'irrigation est moins fréquente, la concentration de cuivre dans le sol pourrait atteindre 25 $mg \cdot kg^{-1}$, par exemple, en 320 ans si l'irrigation est de 100 mm par an, ou en 80 ans, à raison de 400 mm par an.

4.1.3.9 Fer

4.1.3.9.1 Recommandation

La concentration de fer total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 20,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans, dans les sols neutres ou alcalins.

4.1.3.9.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, les concentrations maximales de fer dans l'eau d'irrigation sont de 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, et de 20,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans dans les sols neutres ou alcalins (NAS/NAE 1973). L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent également ces limites.

4.1.3.9.3 Justification

Le fer est un élément essentiel à la croissance des plantes. Les sols alcalins peuvent présenter une carence en fer (Chen et Barak 1982). Le fer dissous dans l'eau d'irrigation précipite au contact de l'air, ce qui l'empêche d'être absorbé par les racines des plantes. Par ailleurs, le précipité peut endommager les plantes en recouvrant leurs feuilles et il risque d'obstruer les appareils d'irrigation (Hart 1974). Dans le sol, le précipité de fer fixe le phosphore et le molybdène, ce qui prive les plantes de ces deux éléments essentiels (NAS/NAE 1973).

4.1.3.10 Fluorures

4.1.3.10.1 Recommandation

La concentration maximale de fluorures totaux dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 15,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans, dans les sols neutres ou alcalins de texture fine.

4.1.3.10.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La concentration maximale de fluorures recommandée pour l'eau d'irrigation utilisée dans tous les types de sol est de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) et en Australie (Hart 1974); une augmentation, jusqu'à 15,0 $mg \cdot L^{-1}$, étalée sur 20 ans, est permise aux Etats-Unis dans le cas les sols neutres ou alcalins de texture fine. L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent également ces limites.

4.1.3.10.3 Justification

La concentration des fluorures dans les cours d'eau du monde entier varie de 0,01 à 0,02 $mg \cdot L^{-1}$; toutefois, les eaux usées industrielles provenant de la fabrication de l'aluminium, de l'acier inoxydable et des engrais phosphatés peuvent contenir une concentration en fluorures de 8-70 $mg \cdot L^{-1}$ (Rose et Marier 1979). Si l'on dispose de beaucoup d'information sur les effets des fluorures à l'état gazeux ou à l'état de particules sur les plantes, il existe toutefois peu d'études au sujet de la réaction des plantes aux fluorures présents dans le sol (NAS 1971; Rose et Marier 1979).

Des lésions génétiques sont apparues sur les racines de l'orge (Bale et Hart 1973a, b), et les feuilles d'une plante utilisée en horticulture (*Cordyline terminalis*) ont été gravement endommagées (Conover et Poole 1971) lorsqu'on a fait pousser ces végétaux en utilisant des solutions nutritives contenant respectivement 0,02 et 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ de fluorures. Les sols neutres et alcalins ont la capacité de désactiver les fluorures (NAS/NAE 1973), ce qui limite leur absorption par les racines (Bollard et Butler 1966).

4.1.3.11 Lithium

4.1.3.11.1 Recommandation

La concentration de lithium total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 2,5 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue dans tous les types de sols.

4.1.3.11.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) et en Australie (Hart 1974), la concentration maximale de lithium recommandée est de 2,5 $mg \cdot L^{-1}$ pour l'eau d'irrigation destinée à toutes les cultures sauf celle des agrumes. L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent également cette limite. Il se peut que cette valeur soit trop élevée dans le cas de l'orge, mais il est difficile d'en juger vu l'absence de données sur la sensibilité de l'orge à l'égard du lithium dans les conditions sur le terrain.

4.1.3.11.3 Justification

D'après le rapport de la NAS/NAE (1973), la plupart des plantes cultivées avec des solutions nutritives peuvent tolérer

jusqu'à 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ de lithium, sauf les agrumes qui commencent à manifester des signes d'intoxication dès que l'eau contient 0,06 à 0,10 $mg \cdot L^{-1}$ de lithium. De même, l'orge cultivée avec des solutions nutritives s'est révélée sensible au lithium, sa croissance étant inhibée en présence d'une concentration de seulement 1 $mg \cdot L^{-1}$ (Davis et coll. 1978). En faisant pousser du chou avec une solution nutritive contenant 6,9 $mg \cdot L^{-1}$ de lithium, on a réduit sa croissance de 31 % par rapport aux plantes témoins (Hara et coll. 1977). Par ailleurs, le lithium présent dans l'eau d'irrigation s'est révélé toxique pour la betterave à sucre à des concentrations de 3,5 $mg \cdot L^{-1}$ (El-Sheikh et coll. 1971). De toute évidence, le lithium n'est pas désactivé par les sols (NAS/NAE 1973).

4.1.3.12 Manganèse

4.1.3.12.1 Recommandation

La concentration de manganèse total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 10,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans, dans les sols neutres ou alcalins de texture fine.

4.1.3.12.2 Sommaire de l'étude de la documentation

En Australie, la concentration maximale recommandée pour le manganèse dans l'eau d'irrigation est de 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ (Hart 1974). Aux Etats-Unis, les limites recommandées sont de 0,20 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, et de 10,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation continue pendant une période allant jusqu'à 20 ans dans des sols neutres ou alcalins (NAS/NAE 1973). L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent également ces limites.

4.1.3.12.3 Justification

Bien que le manganèse soit un élément essentiel, il peut être toxique pour les plantes cultivées dans des sols acides, comme ceux de la région de la rivière Peace, dans le nord de l'Alberta et de la Colombie-Britannique (Hoyt et Nyborg 1971). Le blé qu'on fait pousser dans des solutions nutritives contenant du manganèse commence à manifester des signes d'intoxication lorsque la teneur en manganèse des feuilles atteint 475 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec), ce qui correspond à environ 75 $mg \cdot L^{-1}$ de manganèse en solution nutritive (Fales et Ohki 1982).

4.1.3.13 Mercure

4.1.3.13.1 Recommandation

Pour le moment, on ne formule pas de recommandation sur la concentration de mercure dans l'eau d'irrigation.

4.1.3.13.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Il n'existe pas de recommandation sur la présence du mercure dans l'eau d'irrigation aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973). Comme les concentrations de mercure dans les eaux naturelles sont faibles (Reeder et coll. 1983b) et que cet élément est retenu par les sols, on n'a pas encore proposé de recommandation concernant sa présence dans l'eau d'irrigation utilisée au Canada. Il pourra toutefois s'avérer nécessaire d'en établir une lorsqu'on disposera de données plus précises sur l'absorption de cet élément par les cultures. Hart (1984) a recommandé que la concentration maximale de mercure total dans l'eau d'irrigation destinée à une utilisation continue ne dépasse pas 2,0 $\mu g \cdot L^{-1}$.

4.1.3.13.3 Justification

La plupart des plantes n'accumulent pas facilement le mercure, ce dernier étant fortement retenu par le sol (CNRC 1980; Environnement Canada 1984a). On a constaté que la concentration du mercure dans la luzerne et les radis cultivés dans un sol traité avec des composés du mercure ne dépassait pas la concentration du mercure présente dans le sol (CNRC 1980; Environnement Canada 1984a). Par contre, on a montré que certains champignons pouvaient accumuler jusqu'à 33 fois la concentration de mercure présente dans le sol (Stijve et Besson 1976). La solubilité des métaux lourds et leur disponibilité à l'absorption par les racines augmentent lorsque le pH du sol tombe au-dessous de 6,5; cependant, dans les sols acides, la matière organique peut aussi fixer les métaux, les empêchant ainsi d'être captés par les plantes (Spotswood et Raymer 1973).

4.1.3.14 Molybdène

4.1.3.14.1 Recommandation

La concentration de molybdène total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation à court terme dans des sols acides.

4.1.3.14.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) et en Australie (Hart 1974), la concentration maximale de molybdène recommandée pour l'eau d'irrigation est de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$, quel que soit le type de sol. Aux Etats-Unis, la limite à court terme pour les sols qui réagissent avec le molybdène est de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$. L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) recommande des concentrations maximales de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue dans tous les types de sol, et de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ pour des sols acides de texture fine ou des sols acides présentant une teneur en oxyde de fer relativement élevée. Le Manitoba (Williamson 1983) recommande 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ pour tous les types de sol.

4.1.3.14.3 Justification

Les tissus végétaux peuvent tolérer des concentrations de molybdène de plusieurs centaines de milligrammes par kilogramme (poids sec) sans subir d'effets nuisibles (Gupta et Lipsett 1981); par conséquent, le danger lié à l'absorption de cet élément par les cultures à partir du sol vise surtout les animaux d'élevage qui consomment des aliments contaminés, plutôt que les cultures elles-mêmes. Chez les ruminants, le rapport cuivre:molybdène dans les aliments doit être au moins de 2:1 pour prévenir une carence en cuivre, mais des rapports variant de 6:1 à 15:1 sont jugés préférables (Gupta

1979). L'accumulation du molybdène dans les cultures se fait plus facilement dans les sols alcalins (par échange anionique accru) et elle est proportionnelle à la concentration de cet élément dans le sol (Gupta et Lipsett 1981). Les sols acides réagissent avec le molybdène, l'empêchant ainsi d'être absorbé par les plantes, mais ils peuvent le libérer s'ils sont soumis à un chaulage.

Si l'on suppose qu'un sol irrigué à raison de 1000 $mm \cdot m^{-2}$ de terrain par an avec une eau renfermant 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ de molybdène (c.-à-d. la concentration recommandée aux Etats-Unis et en Australie) et que cet élément est retenu dans les 15 cm supérieurs de la couche superficielle du sol (densité de 1500 $kg \cdot m^{-3}$), l'augmentation annuelle de la quantité de molybdène serait de 0,044 $mg \cdot kg^{-1}$. Au bout de 100 ans, la concentration de molybdène pourrait alors atteindre 4,4 $mg \cdot kg^{-1}$. Ce niveau est compris à l'intérieur de la gamme de 1,5-5,0 $mg \cdot kg^{-1}$ qui, selon Barshad (1984), se traduit par la présence de molybdène en concentration allant jusqu'à 20 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les cultures fourragères et provoque une intoxication chez les bovins. Avec des débits d'irrigation plus faibles, comme 100 et 400 $mm \cdot a^{-1}$, on prévoit après 100 ans des concentrations potentielles de molybdène de 0,4 et 1,8 $mg \cdot kg^{-1}$, respectivement.

4.1.3.15 Nickel

4.1.3.15.1 Recommandation

La concentration de nickel total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 2,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans dans les sols neutres ou alcalins de texture fine.

4.1.3.15.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, la concentration maximale de nickel recommandée pour l'eau d'irrigation est de 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ pour tous les types de sol, et de 2,0 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation pendant une période allant jusqu'à 20 ans dans des sols neutres de texture fine (NAS/NAE 1973). L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent également ces limites. En Australie, Hart (1984) recommande 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue dans tous les types de sol.

Etant donné que le nickel est adsorbé sur les sols et qu'il ne semble pas s'accumuler dans les sols lorsqu'il est appliqué en faibles concentrations, Taylor et coll. (1983) ont jugé que les valeurs recommandées dans NAS/NAE (1973) pouvaient être utilisées comme recommandations au Canada.

4.1.3.15.3 Justification

Certains indices laissent penser que de petites quantités de nickel améliorent la croissance de certaines plantes, comme l'avoine et la moutarde (Webber 1972). En revanche, on a constaté une baisse du rendement de l'avoine et de la moutarde exposées à une concentration de nickel de 50 $mg \cdot kg^{-1}$ de sol (Webber 1972) et de la laitue exposée à une concentration de 75 $mg \cdot kg^{-1}$ de sol (Mitchell et coll. 1978). La disponibilité du nickel à l'égard des plantes est proportionnelle à l'acidité du sol (Webber 1972). La concentration de nickel dans un sol irrigué pendant 10 ans avec des eaux usées contenant 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ de nickel n'a pas augmenté de beaucoup (Sidle et coll. 1977).

4.1.3.16 Plomb

4.1.3.16.1 Recommandation (provisoire)

La concentration maximale de plomb total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 2,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans dans les sols neutres ou alcalins de texture fine.

4.1.3.16.2 Sommaire de l'étude de la documentation

En Australie (Hart 1984) et aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973), on a recommandé une concentration maximale de 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour le plomb dans l'eau d'irrigation; aux Etats-Unis, on a en outre recommandé un maximum de 10,0 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas de l'irrigation pendant 20 ans de sols neutres ou alcalins de texture fine. L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent également ces limites.

4.1.3.16.3 Justification

L'absorption du plomb est favorisée dans les sols peu organiques et dont le pH est faible (Jorgensen 1976). Toutefois, quelles que soient les conditions du sol, l'absorption du plomb par les racines des plantes ne se fait pas facilement, puisque cet élément est à l'évidence retenu dans le sol. Les concentrations de plomb ayant tendance à être plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes des plantes, il semble que la translocation ne se fasse pas facilement (Motto et coll. 1970; Walsh et coll. 1976). On a constaté que le ray-grass anglais cultivé dans des sols contenant 20 à 149 $mg \cdot kg^{-1}$ de plomb total en accumulait 10 à 38 $mg \cdot kg^{-1}$ dans ses racines et 5 à 7 $mg \cdot kg^{-1}$ dans ses pousses (Jones et Clement 1972). On a également trouvé des résidus de plomb dans les parties comestibles de certaines plantes cultivées dans un sol contenant 17 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec): 0,16 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le blé; 0,27 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le maïs; 0,33 $mg \cdot kg^{-1}$ pour la pommme de terre; 0,72 $mg \cdot kg^{-1}$ pour la tomate; 1,1 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le chou; 1,2 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le haricot; 2,1 $mg \cdot kg^{-1}$ pour la carotte et 3,2 $mg \cdot kg^{-1}$ pour la laitue (Ter Haar 1970). Les plantes ont la capacité d'accumuler les résidus de plomb en concentrations potentiellement dangereuses pour les consommateurs, humains et animaux, comme on l'a déjà signalé dans le cas de la pomme de terre, de la laitue et du foin cultivés dans des régions polluées par des déchets industriels (Hernberg et Nordman 1972; Hemphill et coll. 1973).

La présence dans le sol de résidus de plomb a eu les conséquences suivantes: à 1000 $mg \cdot kg^{-1}$, réduction du rendement de la laitue (alors que celui de l'avoine n'a pas été touché) (John et Van Laerhoven 1972); à 820 $mg \cdot kg^{-1}$, perturbation de la croissance et décoloration des haricots (alors que l'arachide n'a pas été touchée) (Berg 1970); à 125 $mg \cdot kg^{-1}$, réduction de la croissance du maïs (Walker et coll. 1977). En général, le plomb est considéré comme étant relativement peu toxique pour les plantes (NAS/NAE 1973).

Si l'on utilise une eau d'irrigation renfermant du plomb à une concentration de 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ (soit la concentration maximale de plomb dans une eau d'irrigation recommandée aux Etats-Unis), à raison de 1000 $mm \cdot m^{-2}$ de terrain par année, on ajoutera alors 5000 mg de plomb sur chaque mètre carré de terrain, chaque année. En admettant que le plomb est retenu dans les 15 cm supérieurs de la couche superficielle du sol (densité de 1500 $kg \cdot m^{-3}$), son accumulation dans le sol se fera à raison de 22,2 $mg \cdot kg^{-1}$ chaque année. A ce rythme, il suffirait donc de 4,5 ans seulement pour augmenter la concentration de plomb dans le sol de 100 $mg \cdot kg^{-1}$. Les calculs publiés antérieurement par Demayo et coll. (1980) étaient faussés d'un facteur de 10. On recommande une limite plus prudente de 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et de 2,0 $mg \cdot L^{-1}$, pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans, dans les sols neutres ou alcalins de texture fine. Dans les conditions susmentionnées, ces concentrations se traduiraient respectivement par l'accumulation de 88,9 $mg \cdot kg^{-1}$ de plomb en 100 ans (utilisation continue dans tous les types de sols), et de 178 $mg \cdot kg^{-1}$ de plomb en 20 ans (utilisation continue dans des sols neutres ou alcalins), au maximum.

4.1.3.17 Sélénium

4.1.3.17.1 Recommandation

La concentration de sélénium total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,02 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation intermittente, quel que soit le type de sol.

4.1.3.17.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) et en Australie (Hart 1984), la concentration maximale de sélénium recommandée pour l'eau d'irrigation a été fixée à 0,02 $mg \cdot L^{-1}$ pour empêcher l'accumulation de cet élément dans le fourrage et prévenir ainsi l'intoxication des animaux d'élevage. L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) recommande également cette limite. Le Manitoba (Williamson 1983) recommande des concentrations maximales de 0,02 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation continue dans tous les types de sol, et de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation pendant une période allant jusqu'à 20 ans dans des sols de texture fine à moyenne. Demayo et coll. (1983) ont adopté la limite préconisée dans NAS/NAE (1973), mais ils ont recommandé en plus une concentration maximale de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation intermittente dans tous les types de sol.

4.1.3.17.3 Justification

En ce qui concerne l'eau d'irrigation, la toxicité du sélénium est plus inquiétante pour les animaux d'élevage qui consomment du fourrage contaminé que pour les cultures elles-mêmes. Selon Horvath (1976), les concentrations de sélénium supérieures à 5,0 $mg \cdot kg^{-1}$ de nourriture sont toxiques pour les animaux d'élevage. Si le sélénium est nécessaire à la croissance de certaines plantes qui peuvent en accumuler des concentrations allant jusqu'à plusieurs milliers de milligrammes par kilogramme, il n'est pas essentiel dans la majorité des cas et ne s'accumule habituellement pas au-delà de 50 $mg \cdot kg^{-1}$ (Rosenfeld et Beath 1964). La présence dans le sol de 3 $mg \cdot kg^{-1}$ de sélénium s'est traduite par les concentrations suivantes, exprimées en poids sec: 15 et 81 $mg \cdot kg^{-1}$ respectivement pour les grains d'avoine et de blé, 18 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le concombre, et 160 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le chou (Hamilton et Beath 1963, 1964).

Les plantes absorbent le sélénium inorganique sous forme de sélénate (SeO_4^{2-}) plutôt que sous forme de sélénite (SeO_3^{2-}) (Moxon et Olson 1974). Le sélénium se retrouve sous forme de sélénate soluble dans les sols alcalins, desquels il tend à être lessivé par l'eau, et sous forme d'un complexe de sélénite insoluble et d'hydroxyde ferrique dans les sols acides (Geering et coll. 1968).

4.1.3.18 Uranium

4.1.3.18.1 Recommandation (provisoire)

La concentration d'uranium total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ dans le cas d'une utilisation continue ou intermittente, quel que soit le type de sol, et 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans, dans les sols neutres ou alcalins de texture fine.

4.1.3.18.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Il n'existe pas de recommandation concernant la concentration d'uranium dans l'eau d'irrigation, que ce soit aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) ou en Australie (Hart 1974). La concentration maximale de 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ d'uranium total qui avait été initialement recommandée pour les eaux d'irrigation utilisées au Canada (Environnement Canada 1984b) était erronée.

4.1.3.18.3 Justification

L'uranium présent dans l'eau pénètre dans les plantes par les racines, lesquelles constituent le site d'accumulation le plus fréquent chez les végétaux (Hamilton 1974). L'uranium du sol peut être partiellement capté par les plantes en raison de son adsorption sur les particules de sol et la matière organique (Harmsen et de Haan 1980). On a signalé que les légumes pouvaient concentrer jusqu'à 100 fois la quantité d'uranium présente dans l'eau d'irrigation (Morishima et coll. 1977). Par ailleurs, l'addition de nitrate d'uranyle dans le sol, à raison de 50 $mg \cdot kg^{-1}$, a fait diminuer le rendement du blé de 50 %; ce rendement n'a cependant pas été touché par l'addition d'une dose de 10 $mg \cdot kg^{-1}$ (Zhukov et Zudilkin 1971).

Un sol irrigué à raison de 1000 $mm \cdot m^{-2}$ de terrain par an avec une eau renfermant 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ d'uranium reçoit en tout 10 mg d'uranium par mètre carré chaque année. En admettant que l'uranium est retenu dans les 15 cm supérieurs de la couche superficielle du sol (densité de 1500 $kg \cdot m^{-3}$), on calcule qu'il s'accumule dans le sol à raison de 0,044 $mg \cdot kg^{-1}$ chaque année. Si le sol irrigué contient initialement 2 $mg \cdot kg^{-1}$ d'uranium (Harmsen et de Haan 1980), il faudrait 182 ans avant que la concentration d'uranium dans le sol n'atteigne la concentration potentiellement toxique de 10 $mg \cdot kg^{-1}$. Mais comme les plantes ne peuvent absorber qu'une portion de l'uranium du sol, il faudrait bien plus que 182 ans pour atteindre cette concentration. Avec un débit d'irrigation de

300 mm·a^{-1}, qui se traduirait par une accumulation annuelle de 0,013 mg·kg^{-1} seulement, il faudrait 600 ans pour atteindre la concentration de 10 mg·kg^{-1}.

Si l'on utilisait pour l'irrigation une eau souterraine renfermant 0,1 mg·L^{-1} d'uranium, la concentration d'uranium dans le sol atteindrait 10 mg·kg^{-1} au bout de 12 ou 40 ans, selon que le débit d'irrigation est respectivement de 1000 ou de 300 mm par année.

4.1.3.19 Vanadium

4.1.3.19.1 Recommandation

La concentration de vanadium total dans l'eau d'irrigation ne devrait pas dépasser 0,1 mg·L^{-1} dans le cas d'une utilisation continue, quel que soit le type de sol, et 1,0 mg·L^{-1} pour une utilisation d'une durée allant jusqu'à 20 ans dans les sols neutres ou alcalins de texture fine.

4.1.3.19.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, la concentration maximale de vanadium recommandée pour l'eau d'irrigation est de 0,1 mg·L^{-1} dans le cas d'une utilisation continue, et de 1,0 mg·L^{-1} dans le cas d'une utilisation pendant 20 ans dans les sols neutres ou alcalins de texture fine (NAS/NAE 1973). L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent aussi ces limites.

4.1.3.19.3 Justification

Le vanadium n'est pas nécessaire à la croissance des plantes vasculaires; en excès, il gêne l'absorption des éléments essentiels comme le calcium, le cuivre, le fer, le manganèse et le phosphore (Warington 1955; Cannon 1963; Wallace et coll. 1977). Il commence à inhiber la croissance des plantes lorsque sa concentration dans le sol atteint 10 mg·kg^{-1}, selon le type de sol et l'espèce végétale considérés (Hopkins et coll. 1977).

4.1.3.20 Zinc

4.1.3.20.1 Recommandation

La concentration de zinc total dans l'eau d'irrigation utilisée de façon continue dans des sols dont le pH est inférieur à 6,5 ne devrait pas dépasser 1,0 mg·L^{-1}; pour les sols dont le pH est plus élevé, on recommande une limite de 5,0 mg·L^{-1}.

4.1.3.20.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Pratt (1973) a proposé un maximum de 2,0 mg·L^{-1} de zinc pour l'eau d'irrigation utilisée dans les sols dont le pH est supérieur à 6, et de 1,0 mg·L^{-1} pour les sols sableux acides. Aux Etats-Unis, on a recommandé des concentrations maximales de 2,0 mg·L^{-1} pour les sols dont le pH est supérieur à 6 et de 10,0 mg·L^{-1} pour les sols neutres et alcalins dans le cas d'une utilisation pendant 20 ans (NAS/NAE 1973). L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent également ces limites. En Australie, on a recommandé un maximum de 2,0 mg·L^{-1} pour l'eau d'irrigation (Hart 1984).

En se basant sur la documentation publiée, Taylor et Demayo (1980) ont conclu que les effets toxiques du zinc commencent à apparaître chez les plantes lorsque la concentration de cet élément dans le sol atteint environ 50 mg·kg^{-1} et que seulement 1-3 % de la quantité totale de zinc présent dans le sol peuvent être absorbés par les plantes. Ils recommandent que la concentration de zinc dans l'eau d'irrigation ne dépasse pas 1 mg·L^{-1} pour les sols dont le pH est inférieur à 6,5, et 5 mg·L^{-1} pour les sols dont le pH est plus élevé.

4.1.3.20.3 Justification

Bien que le zinc soit essentiel à la croissance des plantes, il peut être toxique pour celles-ci lorsque sa concentration dépasse le minimum nécessaire. Sa toxicité serait liée au fait qu'il provoque une carence en fer. Le blé et l'orge cultivés dans un sol contenant 3,5 à 6,6 mg·kg^{-1} de zinc présentaient une carence en zinc; par contre, on a obtenu le rendement maximum dans des sols dont la concentration de zinc était de 160 mg·kg^{-1} dans le cas du blé, et de 95 mg·kg^{-1} dans le cas de l'orge. Une concentration de 585 mg·kg^{-1} de zinc dans le sol s'est révélée toxique pour la bette de l'épinard et pour l'épinard; elle s'est traduite par l'accumulation de 800 mg·kg^{-1} dans les feuilles (Leeper 1978). La présence d'un excès de zinc est beaucoup plus toxique pour les plantes dans les sols acides que dans les sols dont le pH est supérieur à 6 (MacLean 1974; MacLean et Dekker 1978). De la même façon, la teneur en matières organiques des sols limite la quantité de zinc utilisable par les plantes (Spotswood et Raymer 1973).

4.1.4 Pesticides

4.1.4.1 Recommandation

Rien ne permet de penser que les résidus d'insecticides présents dans l'eau d'irrigation soient nuisibles pour les cultures lorsque les insecticides sont utilisés de la manière prescrite; c'est pourquoi leur concentration ne fera l'objet d'aucune recommandation. La concentration des résidus d'herbicides ne doit pas dépasser les valeurs indiquées au tableau 4-9 au-delà desquelles ils sont toxiques pour certaines cultures.

4.1.4.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Il n'existe pas de recommandation concernant la présence des insecticides dans l'eau d'irrigation, que ce soit aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) ou en Australie (Hart 1974), car les données recueillies montrent que leur concentration s'élève à moins de 1,0 µg·L^{-1}. Dans le cas des herbicides, on trouve dans NAS/NAE (1973) un tableau indiquant les concentrations maximales recommandées pour certains d'entre eux dans l'eau d'irrigation aux Etats-Unis. Ces valeurs ont été adaptées aux cultures canadiennes dans le tableau 4-9.

4.1.4.3 Justification

Les insecticides présents dans les eaux superficielles utilisées pour l'irrigation sont très peu susceptibles d'endommager les cultures, parce que leur concentration dans les eaux superficielles est généralement inférieure à 1 µg·L^{-1} et que leur toxicité s'exerce plutôt à l'endroit des animaux qu'à

Tableau 4-9. Tolérance des cultures aux herbicides présents dans l'eau d'irrigation[1]

Herbicide	Dose	Concentration maximale des résidus dans l'eau d'irrigation ($mg \cdot L^{-1}$)	Concentrations qui endommagent les cultures ($mg \cdot L^{-1}$)		Source
Dans l'eau:					
Acroléine	1,5 $mg \cdot L^{-1}$	1,5	60	haricot, maïs, betterave à sucre	Bruns (1969) Yeo (1959)
			20	soja	Bruns et coll. (1964)
Chlorofénac	14-20 $kg \cdot ha^{-1}$	Traces	10	maïs	
			0,1	luzerne	
			0,1-10	betterave à sucre	
Diquat	2-10 $kg \cdot ha^{-1}$	<0,1	125	maïs	
			5	haricot	
Paraquat	1-2 $kg \cdot ha^{-1}$	Aucune donnée	Aucune donnée		
Simazine	0,9 $g \cdot m^{-3}$ d'eau	0,25 et 0,7	0,15	luzerne, brome (élimination)	Anderson et coll. (1978) Korven (1975) Smith et coll. (1975)
Dans les fossés à sec:					
Dalapon	20-33 $kg \cdot ha^{-1}$	<0,2	>7,0	betterave	Bruns et Dawson (1959)
			>0,3	maïs	
Diuron	18-88 $kg \cdot ha^{-1}$	0,2 et 0,8	Aucune donnée		Bowman et Adeny (1978)
Chlorofénac	Comme ci-dessus	Comme ci-dessus	Comme ci-dessus		Grover et coll. (1982)
Sur les berges seulement:					
Amine de 2,4-D	0,8-3,2 $kg \cdot ha^{-1}$	0,10	10	maïs	Bruns (1954, 1957)
			>1,0	féverole, concombre, pomme de terre, sorgho, luzerne, poivron,	Bruns et Clore (1958)
			0,7	raisin	
			>0,2	betterave à sucre	
			>0,02	soja	
MCPA	0,9-2,2 $kg \cdot ha^{-1}$	Aucune donnée	Aucune donnée		

[1] Doses autorisées au Canada pour utilisation dans les fossés ou dans les réservoirs et sur les berges des fossés.

Source: NAS/NAE 1973.

l'endroit des plantes (NAS/NAE 1973; Gummer 1979; Williamson 1984). De plus, il est peu probable que les faibles quantités d'insecticides résiduels qu'on pourrait trouver dans l'eau d'irrigation soient accumulées par les plantes en concentrations risquant d'être toxiques pour les humains ou pour les animaux d'élevage (NAS/NAE 1973).

Des concentrations d'herbicides potentiellement toxiques pour les cultures peuvent se retrouver dans l'eau d'irrigation à la suite d'un traitement de l'eau visant à détruire les algues et les mauvaises herbes aquatiques submergées, ou d'un traitement des fossés d'irrigation visant à détruire les mauvaises herbes terrestres. Parmi les herbicides homologués à cette fin au Canada figurent les produits suivants: acroléine, amine et ester de 2,4-D, dalapon, dinoseb, diquat, diuron, chlorfénac, MCPA, paraquat et simazine (Saskatchewan Ministry of the Environment 1984).

L'information dont on dispose sur la tolérance des cultures aux herbicides présents dans l'eau d'irrigation montre que les

concentrations inférieures à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ ne sont pas toxiques pour les cultures (tableau 4-9). Pour que les concentrations tombent à un niveau ne présentant aucun danger pour les cultures, on peut attendre 5 à 10 j ou rincer le fossé avant de s'en servir pour l'irrigation (Smith et coll. 1975; Grover et coll. 1982), selon les indications fournies sur l'étiquette du produit utilisé. On recommande de procéder avec prudence afin d'éviter des dommages potentiels à d'autres usages sensibles. Des données plus précises sur la tolérance des cultures et la persistance des herbicides seraient utiles pour la gestion de l'eau d'irrigation.

4.1.5 Paramètres biologiques

4.1.5.1 Organismes pathogènes pour les plantes

Les grandes cultures et les arbres fruitiers sont généralement vulnérables à toute une variété d'organismes pathogènes qui peuvent être contractés et transmis par l'intermédiaire de l'eau d'irrigation. Parmi ces organismes pathogènes, on compte des nématodes, des bactéries, des champignons et des virus (NAS/NAE 1973). Cependant, l'infestation des cultures par des organismes pathogènes présents dans l'eau d'irrigation est un phénomène rare au Canada; les organismes porteurs de maladie ont rarement l'occasion de proliférer assez pour atteindre des proportions épidémiques et ce, pour les raisons suivantes:

1. l'eau d'irrigation n'est habituellement pas réutilisée pour d'autres cultures, ce qui limite la propagation des organismes pathogènes;
2. l'irrigation est surtout utilisée à titre d'appoint et de façon saisonnière; comme les systèmes d'irrigation restent à sec pendant de longues périodes, les organismes pathogènes sont détruits;
3. l'eau d'irrigation est souvent de très bonne qualité et elle ne provient pas de zones agricoles. Il y a donc peu de risque de contamination.

Bien qu'au Canada le risque de propagation de la maladie par l'intermédiaire de l'eau d'irrigation soit faible, il existe au moins un cas où la contamination de l'eau a entraîné une propagation importante d'un organisme phytopathogène. Dans le sud de la Colombie-Britannique, la pourriture du collet, *Phytophthora cactorum*, des arbres fruitiers apparaît couramment dans les systèmes d'irrigation et dans les sols irrigués, mais elle est rare dans les sols non irrigués (McIntosh 1966). On sait que l'irrigation joue un certain rôle dans la propagation et la persistance de cet organisme pathogène dans les sols, mais jamais la présence de cet organisme dans l'eau n'a été corrélée à l'incidence de la maladie chez les arbres.

4.1.5.2 Organismes pathogènes et parasites pour les humains et les animaux

4.1.5.2.1 Recommandation (provisoire)

On propose, à titre provisoire, des concentrations maximales de 100 coliformes fécaux par 100 mL et 1000 coliformes totaux par 100 mL d'eau d'irrigation, qu'il s'agisse d'eau de surface ou d'eau souterraine. Ces limites sont qualifiées de provisoires du fait que les discussions concernant le choix des organismes indicateurs appropriés se poursuivent toujours et que la consommation de fruits et légumes crus qui proviennent de cultures irriguées avec de l'eau contenant des organismes microbiologiques soulève des inquiétudes.

4.1.5.2.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on a recommandé une limite de 1000 coliformes fécaux par 100 mL d'eau d'irrigation pour toutes les cultures, y compris celles que l'on consomme crues (NAS/NAE 1973). En Australie, on n'a pas proposé de recommandations relatives à l'eau d'irrigation autres que celles qui portent sur l'utilisation des eaux usées pour l'irrigation (Hart 1974). Au Manitoba, la concentration maximale acceptable de coliformes fécaux dans l'eau d'irrigation est une moyenne géométrique de 1000 par 100 mL; pour les échantillons individuels, la limite maximale est de 2000 coliformes par 100 mL (Williamson 1983). L'Ontario recommande que l'eau utilisée soit de la meilleure qualité microbiologique possible. On recommande des limites de 100 coliformes fécaux par 100 mL et de 1000 coliformes totaux par 100 mL (Ontario Ministry of the Environment 1984).

Il faut faire une distinction entre l'eau de surface ou souterraine contaminée et les eaux usées en ce qui a trait à leur utilisation pour l'irrigation. Pour plus d'information sur l'utilisation des eaux usées pour l'irrigation, il faut consulter les rapports de Parsons et coll. (1975) et d'Environnement Canada (1984a).

4.1.5.2.3 Justification

Les grandes cultures et les légumes peuvent être contaminés par suite de l'utilisation d'une eau d'irrigation contenant des organismes pathogènes et des parasites nuisibles pour les humains et les animaux. Ces organismes sont transmis aux humains et aux animaux par l'intermédiaire des aliments. Les coliformes fécaux sont utilisés comme indicateurs pour contrôler la présence ou l'absence d'organismes pathogènes apparentés. Cette pratique est toutefois controversée et l'on a recommandé que le coliforme fécal prédominant, la bactérie *Escherichia coli*, serve d'indicateur (Dufour 1977).

Dans un rapport présenté à l'Organisation mondiale de la santé (OMS 1973), un comité d'experts a conclu que l'irrigation des cultures avec des eaux usées contenant 100 coliformes par 100 mL ne présentait qu'un risque limité.

Jusqu'à ce qu'on ait choisi un organisme indicateur approprié et résolu les problèmes potentiels liés à la consommation des fruits et légumes crus dans le cas des cultures irriguées avec de l'eau contenant des coliformes, on recommande provisoirement les limites établies par l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984).

4.1.6 Bibliographie

Anderson, W.J., J.C. Pringle, R.W. Raines et D.A. Sisneros. 1978. Simazine residue levels in irrigation water after ditchbank application for weed control. J. Environ. Qual. 7: 574-579.

Allison, L.E. 1964. Salinity in relation to irrigation. Adv. Agron. 16: 139-180.

Ayers, R.S. 1977. Quality of water for irrigation. J. Irrig. Drain. Div. Am. Soc. Civ. Eng. 103: 135-154.

Ayers, R.S. et D.W. Westcot. 1976. La qualité de l'eau en agriculture. Irrigation and Drainage Pap. 29. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome.

Ayers, R.S. et D.W. Westcot. 1985. Water Quality for Agriculture. Irrigation and Drainage Pap. 29 Rev. 1. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome. 174 pp.

Baker, D.E. 1974. Copper: Soil, water, plant relationships. Fed. Proc. Fed. Am. Soc. Exp. Biol. 33: 1188-1193.

Bale, S.S. et G.E. Hart. 1973a. Studies on cytogenetic and genetic effects of fluoride on barley. I. A comparative study of the effects of sodium fluoride and hydrofluoric acid on seedling root tips. Can. J. Genet. Cytol. 15: 695-702.

Bale, S.S. et G.E. Hart. 1973b. Studies on cytogenetic and genetic effects of fluoride on barley. II. The effects of treatment of seedling coleoptiles with sodium fluoride. Can. J. Genet. Cytol. 15: 703-712.

Barshad, I. 1984. Molybdenum content of pasture plants in relation to toxicity to cattle. Soil Sci. 66: 187-195.

Berg, M.H. 1970. Lead absorption from soil into legumes. J. Minn. Acad. Sci. 36: 96.

Bernstein, L. 1964. Salt Tolerance of Plants. U.S. Dep. Agric. Agric. Res. Serv. Agric. Inf. Bull. 283.

Bernstein, L. 1965. Salt Tolerance of Fruit Crops. U.S. Dep. Agric. Agric. Res. Serv. Agric. Inf. Bull. 292.

Bernstein, L. 1974. Crop growth and salinity. *Dans* Drainage for Agriculture. J. van Schilfgaarde (ed.). American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin. Agron. No. 17. 700 pp.

Bernstein, L., L.E. Francois et R.A. Clark. 1972. Salt tolerance of ornamental shrubs and ground covers. Am. Soc. Hortic. Sci. 97: 550-556.

Bingham, F.T. 1973. Boron in cultivated soils and irrigation waters. *Dans* Trace Elements in the Environment. E.L. Kothy (ed.). Adv. Chem. Ser. No. 123. pp. 130-138.

Bingham, F.T., A.L. Page, R.J. Mahler et T.J. Ganje. 1975. Growth and cadmium accumulation of plants grown on a soil treated with a cadmium-enriched sewage sludge. J. Environ. Qual. 4: 207-211.

Bollard, E.G. et G.W. Butler. 1966. Mineral nutrition of plants. Annu. Rev. Plant Physiol. 17: 77-112.

Bower, C.A., G. Ogata et J.M. Tucker. 1968. Sodium hazard of irrigation waters as influenced by leaching fraction and by precipitation or solution of calcium carbonate. Soil Sci. 106: 29-34.

Bowmer, K.H. et J.A. Adeny. 1978. Residues of diuron and phytotoxic degradation products in aquatic situations. II. Diuron in irrigation water. Pestic. Sci. 9: 354-364.

Breeze, V.G. 1973. Land reclamation and river pollution problems in the Croal Valley caused by waste from chromate manufacture. J. Appl. Ecol. 10: 513-525.

British Columbia Ministry of Agriculture and Food. 1983. Irrigation Design Manual for Farm Systems in British Columbia. British Columbia Irrigation Committee, Victoria, British Columbia.

Bruns, V.F. 1954. The response of certain crops to 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in irrigation water. I. Red Mexican beans. Weeds 3: 359-376.

Bruns, V.F. 1957. The response of certain crops to 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in irrigation water. II. Sugar beets. Weeds 5: 250-258.

Bruns, V.F. 1969. Response of sugar beets, soybeans, and corn to acrolein in irrigation water. *Dans* Proc. Washington State Weed Conf. Agricultural Experiment Service, Washington State University, Pullman, Washington.

Bruns, V.F. et W.J. Clore. 1958. The response of certain crops to 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in irrigation water. II. Concord grapes. Weeds 6: 187-193.

Bruns, V.F. et J.H. Dawson. 1959. Effects of DCB-xylene mixtures, amitrol, and sodium salt of dalapon in irrigation water on corn and rutabagas. Weeds 7: 333-340.

Bruns, V.F., R.R. Yeo et H.F. Arle. 1964. Tolerance of Certain Crops to Several Aquatic Herbicides in Irrigation Water. U.S. Dep. of Agriculture. Tech. Bull. No. 1299. 22 pp.

Cameron, D.P. 1985. Saline waters: agricultural uses. *Dans* Evaluating Saline Waters in a Plains Environment. Plains Aquat. Res. Conf. Proc. D.T. Waite (ed.). University of Regina, Saskatchewan. CPP 17/WSI 14. pp. 75-107.

Cannon, H.L. 1963. The biogeochemistry of vanadium. Soil Sci. 96: 196-204.

Chapman, H.D. (ed.). 1966. Diagnostic Criteria for Plants and Soils. University of California, Berkeley, California. 793 pp.

Chen, Y. et P. Barak. 1982. Iron nutrition of plants in calcareous soils. Adv. Agron. 35: 217-240.

CNRC. 1977. Les effets du chrome dans l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 15018. 162 pp.

CNRC. 1979a. Les effets de l'arsenic dans l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 15392. 415 pp.

CNRC. 1979b. Les effets du cadmium dans l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16744. 150 pp.

CNRC. 1980. Effets du mercure dans l'environnement au Canada. Comité associé sur les critières scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16742. 292 pp.

Conover, C.A. et R.T. Poole. 1971. Influence of fluoride on foliar necrosis. Proc. Fl. State Hortic. Soc. 84: 380-383.

Davis, R.D., P.H.T. Beckett et E. Wollan. 1978. Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barley. Plant Soil 49: 395-408.

Delas, J. 1963. La toxicité du cuivre accumulé dans les sols. Agrochimica 7: 258-288.

Demayo, A. et M.C. Taylor. 1983. Le cuivre. *Dans* Recommandation concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Demayo, A., M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1980. Lead. *Dans* Guidelines for Surface Water Quality. Vol. I. Inorganic Chemical Substances. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Demayo, A., M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1982. L'arsenic. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Demayo, A., M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1983. Le sélénium. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Dudas, M.J. et S. Pawluk. 1977. Heavy metals in cultivated soils and in cereal crops in Alberta. Can. J. Soil Sci. 57: 329-339.

Dufour, A.P. 1977. *Escherichia coli*: the fecal coliform. *Dans* Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. A.W. Hoadley and B.J. Dutka (eds.). ASTM Spec. Tech. Publ. 635, Philadelphia, Pennsylvania. pp. 48-58.

Dugdale, P.J. 1978. Cadmium in the lead smelter at Belledune: its association with heavy metals in the ecosystem. *Dans* Cadmium 77. Proc. 1st Int. Cadmium Conf., Jan. 31 – Feb. 2, 1977, San Francisco, California. pp. 53-75.

Eaton, F.M. 1944. Deficiency, toxicity and accumulation of boron in plants. J. Agric. Res. (Washington, D.C.) 69: 237-277.

Eaton, F.M. 1950. Significance of carbonate in irrigation waters. Soil Sci. 69: 123-133.

El-Sheikh, A.M., A. Ulrich et T.C. Broyer. 1971. Effect of lithium on growth, salt absorption and chemical composition of sugar beet plants. Agron. J. 63: 755-758.

Environnement Canada. 1984a. L'épandage des eaux usées traitées et des boues d'épuration d'origine urbaine. Direction générale des programmes de protection de l'environnement, Ottawa. SPE-6-EP-84-1F.

Environnement Canada. 1984b. L'uranium. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

Fales, S.L. et K. Ohki. 1982. Manganese deficiency and toxicity in wheat: influence on growth and forage quality of herbage. Agron. J. 74: 1070-1073.

Francois, L.E. 1981. Alfalfa management under saline conditions with zero leaching. Agron. J. 73: 1042-1046.

Frank, R., K. Ishida et P. Suda. 1976. Metals in agricultural soils of Ontario. Can. J. Soil Sci. 56: 181-196.

Friberg, L., M. Piscator, G.F. Nordberg et T. Kjellstrom. 1974. Cadmium in the Environment. Chemical Rubber Co. Press Inc., Cleveland, Ohio. 284 pp.

Fuller, W.H. 1977. Movement of Selected Metals, Asbestos, and Cyanide in Soil: Applications to Waste Disposal Problems. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600 2-77-020.

Geering, H.R., E.A. Carey, L.H.P. Jones et W.H. Allaway. 1968. Solubility and redox criteria for the possible forms of selenium in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32: 35-40.

Gough, L.P., H.T. Shacklette et A.A. Case. 1979. Element Concentrations Toxic to Plants, Animals, and Man. U.S. Geol. Surv. Bull. 1466.

Grover, R., L.A. Kerr et A.J. Cessna. 1982. Residues of diuron in irrigation water following fall treatment of the supply canal at soil sterilant rates. *Dans* Wastes and Prairie Water Quality. 8th Symp. of Water Studies Institute, May 4-5, University of Saskatchewan, Saskatoon.

Gummer, W.D. 1979. Pesticide Residues in Prairie Surface Waters. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada. Inédit. WQB-80-3.

Gupta, U.C. 1979. Copper in agricultural crops. *Dans* Biogeochemistry of Copper. J.O. Nriagu (ed.). John Wiley & Sons, New York. pp. 255-288.

Gupta, U.C. et J. Lipsett. 1981. Molybdenum in soils, plants and animals. Adv. Agron. 34: 73-113.

Gupta, U.C., Y.W. Jame, C.A. Campbell, A.J. Leyshon et W. Nicholaichuk. 1985. Boron toxicity and deficiency: A review. Can. J. Soil Sci. 65: 381-409.

Haghiri, F. 1973. Cadmium uptake by plants. J. Environ. Qual. 2: 93-96.

Hamilton, E.I. 1974. The chemical elements and human morbidity – water, air and places – a study of natural variability. Sci. Total Environ. 3: 3-85.

Hamilton, J.W. et O.A. Beath. 1963. Selenium uptake and conversion by certain crop plants. Agron. J. 55: 528-531.

Hamilton, J.W. et O.A. Beath. 1964. Amount and chemical form of selenium in vegetable plants. Agric. Food Chem. 12: 371-374.

Hara, T., Y. Sonada et I. Iwai. 1977. Growth response of cabbage plants to lithium, sodium, and rubidium under water culture conditions. Soil Sci. Plant Nutr. 23: 531-539.

Harmsen, K. et F.A.M. de Haan. 1980. Occurrence and behaviour of uranium and thorium in soil and water. Neth. J. Agric. Sci. 28: 40-62.

Hart, B.T. 1974. A Compilation of Australian Water Quality Criteria. Australian Water Resources Council, Department of Environment and Conservation. Australian Government Publ. Serv., Canberra. Tech. Pap. No. 7.

Hart, B.T. 1984. Australian Water Quality Criteria for Heavy Metals. Australian Water Resources Council, Deparment of National Development and Energy. Australian Government Publishing Serv., Canberra. Tech. Pap. No. 74.

Hemphill, D.C., C.J. Marienfeld, R.S. Reddy, W.D. Heidlage et J.O. Piercc. 1973. Toxic heavy metals in vegetables and forage grasses in Missouri's lead belt. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 56: 994-998.

Hernberg, S. et H. Nordman. 1972. Lead. *Dans* The Hazards to Health of Persistent Substances in Water. Organisation mondiale de la santé, Bureau régional pour l'Europe, Copenhague. pp. 61-110.

Hopkins, L.L., H.L. Cannon, A.T. Musch, R.M. Welch et F.H. Nielson. 1977. Vanadium. Geochem. Environ. 2: 93-107.

Horvath, D.J. 1976. Trace elements and health. *Dans* Trace Substances and Health. A Handbook. Part 1. P.M. Newberne (ed.). Marcel Dekker, Inc., New York. pp. 319-356.

Hoyt, P.B. et M. Nyborg. 1971. Toxic metals in acid soils. II. Estimation of plant-available manganese. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35: 241-244.

Huffman, E.W.D. et W.H. Allaway. 1973. Chromium in plants: distribution in tissues, organelles, and extracts, availability of bean leaf Cr to animals. J. Agric. Food Chem. 21: 982-986.

International Commission on Irrigation and Drainage. 1975. Canada. ICID Silver Jubilee Commemorative Volume. New Delhi, India. pp. 184-190.

Jacobs, L.W., D.R. Keeney et L.M. Walsh. 1970. Arsenic residue toxicity to vegetable crops grown on Plainfield sand. Agron. J. 62: 588-591.

Jame, Y.W. 1986. Communication personnelle. Agriculture Canada, Station de recherche, Swift Current (Saskatchewan).

Jame, Y.W., W. Nicholaichuk, A.J. Leyshon et C.A. Campbell. 1982. Boron concentration in the soil solution under irrigation: A theoretical analysis. Can. J. Soil Sci. 62: 461-470.

John, M.K. et C. Van Laerhoven. 1972. Lead uptake by lettuce and oats as affected by lime, nitrogen, and sources of lead. J. Environ. Qual. 1: 169-171.

Jones, L.H.P. et C.R. Clement. 1972. Lead uptake by plants and its significance for animals. *Dans* Lead in the Environment. P. Hepple (ed.). Applied Science Publ., Ltd., Barking, England. pp. 29-33.

Jorgensen, S.E. 1976. An ecological model for heavy metal contamination of crops and ground water. Ecol. Modell. 2: 59-67.

Kearney, T.H. et C.S. Scofield. 1936. The Choice of Crops for Saline Land. U.S. Dep. Agric. Circ. 404, Washington, D.C.

Korven, H.C. 1975. Irrigation ditch maintenance with chemicals and grasses. Can. Agric. Eng. 17: 39-43.

Korven, H.C. et W.E. Randall. 1975. Irrigation dans les Prairies. Agriculture Canada. Publication 1488. 26 pp.

Leeper, G.W. 1978. Managing the Heavy Metals on the Land. Pollution Engineering and Technology. Marcel Dekker, Inc., New York. 121 pp.

Maas, E.V. 1985. Salt tolerance of plants. *Dans* Handbook of Plant Sciences. B.R. Christie (ed.). Chemical Rubber Co. Press Inc., Cleveland, Ohio.

Maas, E.V. et C.J. Hoffman. 1977. Crop salt tolerance-current assessment. J. Irrig. Drain. Div. Am. Soc. Civ. Eng. 130: 115-132.

MacLean, A.J. 1974. Effects of soil properties and amendments on the availability of zinc in soils. Can. J. Soil Sci. 54: 369-378.

MacLean, A.J. et A.J. Dekker. 1978. Availability of zinc, copper and nickel to plants grown in sewage-treated soils. Can. J. Soil Sci. 58: 381-389.

McIntosh, D.L. 1966. The occurrence of *Phytophthora* spp. in irrigation systems in British Columbia. Can. J. Bot. 44: 1591-1596.

McIntyre, C.E. 1981. Serpent River Basin Water Quality Data. 1980. Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario.

McKenzie, R.C., C.H. Sprout et N.F. Clark. 1983. Relationship of the yield of irrigated barley to soil salinity as measured by several methods. Can. J. Soil Sci. 63: 519-528.

Miller, J.E., J.J. Hassett et D.E. Koeppe. 1976. Uptake of cadmium by soybeans as influenced by soil cation exchange capacity, pH, and available phosphorus. J. Environ. Qual. 5: 157-160.

Millington, A.J., C.H. Birvill et B. Marsh. 1951. Salt tolerance, germination and growth tests under controlled salinity conditions. J. Agric. West. Aust. 28: 198-210.

Mitchell, G.A., F.T. Bingham et A.L. Page. 1978. Yield and metal composition of lettuce and wheat grown on soils amended with sewage sludge enriched with cadmium, copper, nickel and zinc. J. Environ. Qual. 7: 165-171.

Morishima, H., T. Koga, H. Kawai, Y. Honda et K. Katsurayama. 1977. Studies on the movement and distribution of uranium in the environments – distribution of uranium in agricultural products. J. Radiat. Res. 18: 139-150.

Motto, H.L., R.H. Daines, D.M. Chilko et C.K. Motto. 1970. Lead in soils and plants: Its relationship to traffic volume and proximity to highways. Environ. Sci. Technol. 4: 231-238.

Moxon, A.L. et O.E. Olson. 1974. Selenium in agriculture. *Dans* Selenium. R.A. Zingaro and W.C. Cooper (ed.). Van Nostrand Reinhold Co., New York. pp. 675-707.

NAS. 1971. Fluorides. Biologic Effects of Atmospheric Pollutants. National Academy of Sciences, Washington, D.C.

NAS. 1974. Chromium. Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants. National Academy of Sciences, Washington, D.C.

NAS. 1977. Arsenic. Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants. National Academy of Sciences, Washington, D.C.

NAS/NAE. 1973. Water Quality Criteria 1972. Report of the U.S. National Academy of Sciences and National Academy of Engineering. Funded by U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-R3-73-033.

OMS. 1973. La réutilisation des effluents: méthodes de traitement des eaux usées et mesures de protection sanitaire. Ser. Rap. Tech. nº 517. Organisation mondiale de la santé, Genève.

Ontario Ministry of the Environment. 1984. Water Management. Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures of the Ministry of the Environment. Revised. Toronto, Ontario. 70 pp.

Oster, J.D. et J.D. Rhoades. 1984. Water management for salinity and sodicity control. *Dans* Irrigation with Reclaimed Municipal Wastewater. A Guidance Manual. California State Water Resources Control Board. Rep. No. 84-1WR. pp. 3-1 à 3-37.

Parsons, D., C. Brownlee, D. Wetter, A. Maurer, E. Haughton, L. Korrider et M. Slezak. 1975. Health Aspects of Sewage Effluent Irrigation. Pollution Control Branch, British Columbia Water Resources Service, Department of Lands, Forests and Water Resources, Victoria, British Columbia. 75 pp.

Pêches et Environnement Canada. 1978. Atlas hydrologique du Canada. Rassemblé par le Comité national canadien de la Décennie hydrologique internationale. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa.

Pratt, P.F. 1973. Quality Criteria for Trace Elements in Irrigation Water. Univ. Calif. Berkeley Publ. Agric. Sci., Berkeley, California.

Quirk, J.P. 1971. Chemistry of saline soils and their physical properties. *Dans* Salinity and Water Use. T. Talsma and J.R. Philip (eds.). Macmillan, London. pp. 79-91.

Quirk, J.P. et P.K. Schofield. 1955. The effect of electrolyte concentrations on soil permeability. J. Soil Sci. 6: 163-178.

Reeder, S.W., A. Demayo et M.C. Taylor. 1983a. Le cadmium. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Reeder, S.W., A. Demayo et M.C. Taylor. 1983b. Le mercure. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Rhoades, J.D. 1968. Mineral-weathering correction for estimating the sodium hazard of irrigation waters. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32: 648-652.

Rhoades, J.D. 1971. Quality of water for irrigation. Soil Sci. 113: 277-284.

Rose, D. et J.R. Marier. 1979. Le fluorure dans l'environnement, 1977. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16082. 175 pp.

Rosenfeld, I. et O.A. Beath. 1964. Selenium: Geobotany, Biochemistry, Toxicology and Nutrition. Academic Press, New York. 411 pp.

Saskatchewan Ministry of the Environment. 1984. A Guide to Aquatic Nuisances and their Control. Water Pollution Control Branch, Regina, Saskatchewan.

Schafer, W.M. 1984. Irrigation Water Quality in Montana. Coop. Ext. Serv. Montguide MT8373.

Shainberg, I. et J.D. Oster. 1978. Quality of Irrigation Water. International Irrigation Information Centre. Volcani Centre, Bet Dagan, Israël.

Sidle, R.C., J.E. Hook et L.T. Kardos. 1977. Accumulation of heavy metals in soils from extended wastewater irrigation. J. Water Pollut. Control Fed. 49: 311-318.

Smith, A.E., R. Grover, G.S. Emmond et H.C. Korven. 1975. Persistence and movement of atrazine, bromacil, monuron, and simazine in intermittently-filled irrigation ditches. Can. J. Plant Sci. 55: 809-816.

Spotswood, A. et M. Raymer. 1973. Some aspects of sludge disposal on agricultural land. Water Pollut. Control 72: 71-77.

Statistique Canada. 1971. Recensement de l'agriculture: Canada, 1971. Catalogue nº 96-701.

Statistique Canada. 1981. Recensement de l'agriculture: Canada, 1981. Catalogue nº 96-901.

Stijve, T. et R. Besson. 1976. Mercury, cadmium, lead and selenium content of mushroom species belonging to the genus *Agaricus*. Chemosphere 5: 151-158.

Suarez, D.L. 1981. Relationship between pH_c and sodium adsorption ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. Soil Sci. Soc. Am. J. 45: 469-475.

Taylor, M.C. et A. Demayo. 1980. Zinc. *Dans* Guidelines for Surface Water Quality. Vol. 1. Inorganic Chemical Substances. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Taylor, M.C., S.W. Reeder et A. Demayo. 1982. Le chrome. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Taylor, M.C., A. Demayo et S.W. Reeder. 1983. Le nickel. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Ter Haar, G. 1970. Air as a source of lead in edible crops. Environ. Sci. Technol. 4: 226-229.

Topham, H.L. 1982. History of Irrigation in Western Canada. Administration du rétablissement agricole des Prairies, Ottawa. 87 pp.

Troughton, M.J. 1975. Atlas of Canadian Agriculture. Portfolio of Maps Based on 1971 Census of Agriculture, University of Western Ontario, London, Ontario.

U.S. EPA. 1976. Quality Criteria for Water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/9-76/023.

U.S. Department of Agriculture. 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. Salinity Laboratory Staff. USDA Handbook 60. Government Printing Office, Washington, D.C.

Vanselow, A.P. 1966. Cobalt. *Dans* Diagnostic Criteria for Plants and Soils. H.D. Chapman (ed.). Division of Agricultural Science, University of California, Berkeley, California. pp. 142-156.

Walker, W.M., J.E. Miller et J.J. Hassett. 1977. Effect of lead and cadmium upon the calcium, magnesium, potassium, and phosphorus concentration in young corn plants. Soil Sci. 124: 145-151.

Wallace, A., G.V. Alexander et F.M. Chadbury. 1977. Phytotoxicity of cobalt, vanadium, titanium, silver and chromium. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 8: 751-756.

Walsh, L.M., M.E. Sumner et P.B. Corey. 1976. Consideration of soils for accepting plant nutrients and potentially toxic non-essential elements. *Dans* Land Application of Waste Materials. Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa. pp. 22-47.

Warington, K. 1955. The influence of iron supply on toxic effects of manganese, molybdenum and vanadium in soybeans, peas and flax. Ann. Appl. Biol. 41: 1-22.

Webber, J. 1972. Effects of toxic metals in sewage on crops. Water Pollut. Control 71: 404-413.

Westcot, D.W. et R.S. Ayers. 1984. Irrigation water quality criteria. *Dans* Irrigation with Reclaimed Wastewater: A Guidance Manual. California State Water Resources Control Board. Rep. No. 81-1 WR.

Wilcox, L.V. 1958. Determining the Quality of Irrigation Water. U.S. Dep. Agric. Agric. Res. Serv. Agric. Inf. Bull. No. 197.

Wilcox, L.V. 1960. Boron Injury to Plants. U.S. Dep. Agric. Agric. Res. Serv. Agric. Inf. Bull. No. 21. pp. 3-7.

Williams, R.J.B. et H.H. LeRiche. 1968. The effect of traces of beryllium on the growth of kale, grass and mustard. Plant Soil 29: 317-326.

Williamson, D.A. 1983. Surface Water Quality Management Proposal. Vol. 1. Surface Water Quality Objectives. Manitoba Dep. of Environment and Workplace Safety and Health, Winnipeg, Manitoba. Water Standards and Studies Rep. No. 83-2.

Williamson, D.A. 1984. A Preliminary Investigation into the Presence of Agricultural Pesticides in the LaSalle and Assiniboine Rivers, Manitoba, Canada. Manitoba Department of Environment and Workplace Safety and Health, Water Standards and Studies Rep. No. 84-5.

Woolson, E.A. 1973. Arsenic phytotoxicity and uptake in six vegetable crops. Weed Sci. 21: 524-527.
Yeo, R.R. 1959. Response of Field Crops to Acrolein. Research Committee, Western Weed Control Conferences, Salt Lake City, Utah. Res. Prog. Rep.
Zhukov, B.I. et N.V. Zudilkin. 1971. Effect of uranium on the yield of spring wheat. Radiobiology (Engl. Transl.) 11: 466-469.

4.2 EAU DESTINEE A L'ABREUVAGE DES ANIMAUX D'ELEVAGE

4.2.1 Introduction

Une alimentation en eau de bonne qualité est essentielle pour l'élevage des animaux puisqu'une eau de mauvaise qualité peut se traduire par des pertes économiques pour l'éleveur et par un produit de qualité inférieure pour le consommateur. Dans certaines circonstances, les polluants présents dans l'eau de boisson pourraient passer des animaux aux consommateurs et présenter un danger pour la santé du public. C'est le cas, par exemple, des infections par *Salmonella* qui, parfois, peuvent être transmises à l'homme par les animaux d'élevage (Deisch 1970) et réciproquement. Les sections suivantes constituent un condensé de l'abondante documentation qui existe sur les polluants, les substances toxiques, les organismes pathogènes et les parasites dont la présence dans l'eau peut être une cause de dépérissement, de morbidité ou de mortalité chez les animaux d'élevage.

Un résumé des recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage est présenté au tableau 4-10. On conseille au lecteur de consulter le texte qui suit pour plus de détails sur les limites recommandées. Dans l'application des recommandations, il faut tenir compte des considérations suivantes:

1. Les recommandations ont été tirées directement des documents publiés sur le sujet au Canada et aux Etats-Unis. Lorsqu'elles semblaient inadéquates, on a ajouté une note, habituellement basée sur des données récentes dont on n'avait pas pu tenir compte dans les publications antérieures.
2. Les recommandations visent à protéger à la fois les animaux d'élevage et le consommateur. Sauf indication contraire, on peut supposer que cette protection vaut pour les espèces les plus sensibles.
3. Les recommandations présentées ici ayant été élaborées à partir des données correspondant à des effets toxiques minimaux desquelles on a soustrait une marge de sécurité, elles devraient permettre de protéger convenablement tous les types d'animaux d'élevage. Lorsque, pour un paramètre donné, la tolérance variait substantiellement d'une espèce animale à une autre, ce paramètre a été considéré séparément pour chaque espèce.

L'élaboration de recommandations pour l'eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage comporte à peu près les mêmes difficultés que toutes les autres déterminations de normes de qualité pour l'eau. Ces difficultés résultent, entre autres, de l'absence de résultats concluants sur les relations de cause à effet entre les polluants et les animaux, de notre ignorance des effets que peuvent avoir les combinaisons de toxiques ou les interactions de toxiques avec d'autres éléments (effets antagonistes, synergiques ou cumulatifs), ainsi que des problèmes d'analyse liés au dosage de l'élément actif d'un toxique. En outre, il faut tenir compte du type d'animal considéré, des besoins quotidiens en eau de chaque espèce (tableau 4-11) et de la concentration de certains éléments ou composés ajoutés aux aliments pour favoriser la prise de poids et réduire le risque de maladie (tableau 4-12). Si l'eau de boisson contient des concentrations élevées de certains éléments, il faudra peut-être modifier l'alimentation pour éviter que la ration quotidienne de ces éléments n'atteigne un niveau toxique pour les animaux.

Tableau 4-10. Sommaire – Recommandations pour la qualité de l'eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage

Paramètre	Recommandation (mg·L [1])
Principaux ions et substances nutritives	
Calcium	1000
Nitrates plus nitrites	100
Nitrites seulement	10,0
Sulfates	1000
Matières solides dissoutes totales (salinité)	3000 (voir tableau 4-13)
Métaux lourds et ions à l'état de traces[1]	
Aluminium	5,0
Arsenic	0,5 5,0 (s'il n'est pas ajouté à l'alimentation)
Béryllium[2]	0,1
Bore	5,0
Cadmium	0,02
Chrome	1,0
Cobalt	1,0
Cuivre	1,0 (bétail) 5,0 (porc et volaille) 0,5 (mouton)
Fer[3]	—
Fluorures	2,0 1,0 (en présence de fluorures dans l'alimentation)
Manganèse[3]	—
Mercure	0,003
Molybdène	0,5
Nickel	1,0
Plomb	0,1
Sélénium	0,05
Uranium	0,2
Vanadium	0,1
Zinc	50,0
Pesticides	Se référer à la discussion sur les recommandations pour l'eau potable, chapitre 1
Paramètres biologiques	
Algues bleu-vert	Eviter les proliférations d'algues bleu-vert
Agents pathogènes et parasites	Utiliser de l'eau de haute qualité (voir la section 4.2.5.2.1)

[1] Exprimé en concentrations totales.
[2] Recommandation provisoire.
[3] Pas de recommandation pour le moment.

Table 4-11. Moyenne des besoins quotidiens en eau des animaux d'élevage

Type d'animal	Besoins quotidiens (L)
Vache laitière	160
Vache de boucherie	55
Porc	7-10
Brebis	2-7
Poule pondeuse	0,25-0,3

Source: Saskatchewan Agricultural Services Co-ordinating Committee 1984.

Tableau 4-12. Besoins en éléments minéraux pendant la croissance et la finition des boeufs et des génisses

Eléments minéraux	Pourcentage de matière sèche
Calcium	0,18-1,04
Phosphore	0,18-0,70
Magnésium	0,04-0,10
Potassium	0,60-0,80
Sodium	0,06
Soufre	0,10
Fer	10[1]
Cuivre	4[1]
Zinc	20-30[1]
Manganèse	1-10[1]
Cobalt	0,05-0,10[1]
Iode	quantité inconnue mais faible

[1] Unités en mg·kg $^{-1}$.

Source: NAS/NRC 1976.

4.2.2 Ions principaux et substances nutritives

4.2.2.1 Calcium

4.2.2.1.1 Recommandation

L'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas contenir plus de 1000 mg·L $^{-1}$ de calcium si c'est le cation dominant. Si la concentration d'autres ions importants comme le magnésium et le sodium est élevée, ou si les animaux reçoivent un supplément de calcium dans leur aliments, cette limite devrait être réduite (voir la section 4.2.2.2.1).

4.2.2.1.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, il n'existe pas de recommandation relative à la présence de calcium dans l'eau de boisson des animaux (NAS/NAE 1973; NAS 1974). En Australie, Hart (1974) avance que l'eau de boisson des animaux d'élevage pourrait, sans risque, contenir du calcium en concentration allant jusqu'à 1000 mg·L $^{-1}$, ou 700 mg·L $^{-1}$ en présence d'une quantité importante de magnésium. La NAS (1980) recommande une concentration maximale de calcium dans l'alimentation de 1 % pour les porcs, de 1,2 % pour la volaille, de 4 % pour les poules pondeuses et de 2 % pour le bétail, les moutons, les chevaux et les lapins, à condition que l'apport de phosphore soit suffisant pour permettre l'utilisation du calcium. Par ailleurs, le calcium peut gêner l'absorption du phosphore dans l'appareil digestif si sa concentration est trop élevée; c'est pourquoi la quantité totale dans l'alimentation doit être considérée en regard de la quantité de phosphore.

4.2.2.1.3 Justification

Le calcium est bénéfique pour les animaux et il figure souvent dans les suppléments alimentaires lorsque l'apport naturel est insuffisant. On soupçonne les fortes concentrations de calcium dans l'eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage de contribuer aux carences en phosphore et aux formations de calculs (Hart 1974). Toutefois, selon la NAS (1974), le calcium dans l'eau de boisson des animaux ne serait pas une source de problèmes et il ne figure pas dans la liste des éléments susceptibles d'être toxiques, mais seulement dans la liste des substances nutritives indispensables.

4.2.2.2 Matières solides dissoutes totales (salinité)

4.2.2.2.1 Recommandation

La concentration de matières solides dissoutes totales (MDT) dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 3000 mg·L $^{-1}$ (tableau 4-13). On peut utiliser une eau dont la teneur en MDT est plus élevée à condition de tenir compte du type d'animal, de l'âge, du stade reproductif et des concentrations de sulfates et de magnésium. On peut également prévoir une perte de production dès que la teneur en MDT dépasse 3000 mg·L $^{-1}$. Il faut éviter des eaux ayant une teneur en MDT supérieure à 7000 mg·L $^{-1}$ et il ne faut, en aucun cas, utiliser une eau dont la teneur est supérieure à 10 000 mg·L $^{-1}$ pour l'abreuvage des animaux d'élevage.

4.2.2.2.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, la concentration maximale recommandée de sels solubles dans l'eau destinée aux animaux d'élevage est de 3000 mg·L $^{-1}$ (NAS/NAE 1973). C'est également la limite recommandée en Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et au Manitoba (Williamson 1983).

Les recommandations publiées relativement aux MDT de l'eau de boisson des animaux d'élevage sont indiquées dans le tableau 4-13 (NAS/NAE 1973; Hart 1974). Pour tous les types d'animaux d'élevage, il est souhaitable que la teneur en MDT soit inférieure ou égale à 1000 mg·L $^{-1}$. Une eau dont les MDT atteignent de 1000 à 3000 mg·L $^{-1}$ peut causer une perte de rendement, en particulier si les ions dominants sont du magnésium ou du sulfate (Jaster et coll. 1978). A partir de 1500 mg·L $^{-1}$ de MDT, l'eau peut provoquer l'ascite chez les dindes de moins de trois semaines (Hewitt 1986). Une eau dont les MDT dépassent 3000 mg·L $^{-1}$ n'est pas recommandable pour la volaille. Les porcs ne tolèrent pas plus de 7000 mg·L $^{-1}$ de MDT dans leur eau et les chevaux, les moutons et le bétail adultes ne peuvent que subsister avec une eau dont la teneur en MDT approche 10 000 mg·L $^{-1}$. Les moutons, le bétail et les chevaux peuvent survivre en consommant une eau contenant jusqu'à 13 000 mg·L $^{-1}$ de MDT, surtout si on les habitue lentement à de telles concentrations (NAS/NAE 1973). Il n'est cependant pas recommandé de donner aux animaux une eau dont les MDT atteignent 10 000 à 13 000 mg·L $^{-1}$, quelles que soient les circonstances. L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent une limite de 3000 mg·L $^{-1}$.

Tableau 4-13. Guide d'utilisation des eaux salines destinées à l'abreuvage des animaux d'élevage

Teneur totale en sels dissous ($mg \cdot L^{-1}$)	CE[1]	Acceptabilité pour les animaux d'élevage
<1000	<1.5	Salinité relativement faible: eau d'excellente qualité pour tous les types d'animaux.
1000-3000	1.5-5	Eau de qualité satisfaisante pour tous les types d'animaux, mais il faut prévoir une certaine perte de productivité. Possibilité de diarrhée légère et temporaire chez les animaux non habitués ou d'excréments liquides chez la volaille.
3000-5000	5-8	Eau de qualité satisfaisante pour le bétail mais qui risque d'être refusée ou de provoquer une diarrhée temporaire chez les animaux qui n'y sont pas habitués. Eau de mauvaise qualité pour la volaille, qui rend souvent les fèces liquides et provoque une augmentation de la mortalité et une réduction de la croissance, en particulier chez la dinde.
5000-7000	8-11	Eau pouvant être utilisée avec un degré de sécurité raisonnable chez les bovins, les ovins, les porcins et les chevaux. A éviter pendant la gestation ou l'allaitement et chez les vaches laitières. Inacceptable pour la volaille.
7000-10 000	11-16	Inacceptable pour la volaille et probablement aussi pour les porcs. Utilisation qui présente un risque considérable pendant la gestation et l'allaitement chez les vaches, les juments ou les brebis et chez les jeunes animaux de ces espèces. A éviter en général, bien que les ruminants, les chevaux, la volaille et les porcins adultes puissent tolérer une telle eau dans certaines conditions.
>10 000	>16	Eau non recommandable quelles que soient les conditions, les risques étant trop grands.

[1] CE = conductivité électrique.

Source: NAS/NAE 1973.

4.2.2.2.3 Justification

Si elles sont consommées en trop grandes quantités, les eaux dont la salinité est trop élevée peuvent provoquer des troubles physiologiques et finalement la mort chez la majorité des animaux terrestres, y compris chez l'humain. Par exemple, une eau dont la salinité est supérieure à 10 000 $mg \cdot L^{-1}$ ne convient généralement pas pour le bétail (NAS/NAE 1973; Ayers et Westcot 1976). Dans la plupart des régions du Canada, la teneur en sels dissous des eaux superficielles naturelles est bien inférieure au niveau jugé inadéquat pour les animaux d'élevage. Néanmoins, certaines eaux souterraines, les eaux usées industrielles et les eaux naturelles, surtout en Saskatchewan et en Alberta, peuvent présenter une salinité très élevée et même être létales pour les animaux. En Saskatchewan, on a trouvé des eaux superficielles dont la teneur en MDT est supérieure à 10 000 $mg \cdot L^{-1}$ et va même parfois jusqu'à 100 000 $mg \cdot L^{-1}$ et plus (Rawson et Moore 1944; Rutherford 1970). Il est probable qu'une bonne proportion des étangs et des petits lacs de cette région soient très salins.

S'ils le peuvent, les animaux d'élevage évitent normalement l'eau dont la salinité est élevée, mais dans certaines circonstances, ils peuvent être forcés de boire de l'eau de mauvaise qualité. Une eau de qualité inférieure peut provoquer une détérioration de leur état général, un ralentissement de la prise de poids et une baisse de la production de lait ou d'oeufs. L'effet de l'eau saline varie également selon l'âge et le stade reproductif de l'animal et selon le type d'aliments qu'il consomme (secs ou verts). L'eau de qualité inférieure ne doit donc pas être employée, ou ne doit l'être que pendant de courtes périodes s'il y a pénurie d'eau de qualité satisfaisante. Les animaux d'élevage peuvent s'adapter physiologiquement, dans une certaine mesure, à de l'eau présentant une salinité relativement élevée. Cette adaptation doit s'étaler sur plusieurs semaines. Un changement brusque, d'une eau de faible salinité à une eau de salinité relativement élevée, peut provoquer l'apparition de symptômes d'intoxication et même causer la mort dans certains cas.

4.2.2.3 Nitrates et nitrites

4.2.2.3.1 Recommandation

La concentration de nitrates et de nitrites dans l'eau de boisson des animaux d'élevage, mesurée en azote (N), ne devrait pas dépasser 100 $mg \cdot L^{-1}$. La concentration des nitrites seuls ne devrait pas dépasser 10,0 $mg \cdot L^{-1}$ (en N).

4.2.2.3.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on recommande des concentrations maximales de 100 $mg \cdot L^{-1}$ de nitrates et de nitrites, mesurées en azote (N), et pour les nitrites seuls, de 10,0 $mg \cdot L^{-1}$ (NAS/NAE 1973). Ce sont également les limites recommandées en Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984). Le Manitoba recommande des limites de 10 $mg \cdot L^{-1}$ pour les nitrates et les nitrites, de 10 $mg \cdot L^{-1}$ pour les nitrates, de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ pour l'acide nitrilotriacétique, et de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour les nitrites (Williamson 1983). En Australie (Hart 1974), les concentrations maximales recommandées sont de 90 à 200 $mg \cdot L^{-1}$ pour les nitrates (en NO_3), selon le type d'animal, et de 10 $mg \cdot L^{-1}$ pour les nitrites (en NO_2).

4.2.2.3.3 Justification

Les animaux d'élevage absorbent des nitrates (NO_3) et des nitrites (NO_2) par l'intermédiaire des aliments et de l'eau de boisson; ce sont donc ces deux sources qu'il faut vérifier lorsqu'on soupçonne un empoisonnement. On n'a signalé aucun effet néfaste chez des porcs dont l'eau de boisson avait été additionnée de 330 $mg \cdot L^{-1}$ d'azote de nitrates (N de NO_3) pendant deux saisons de reproduction. Une dose de 100 $mg \cdot L^{-1}$ d'azote de nitrites (N de NO_2) additionnée à l'eau de boisson de porcelets pendant 105 j n'a pas non plus modifié leur taux de vitamine A ou d'hémoglobine (Seerely et coll. 1965). De même, une dose allant jusqu'à 300 $mg \cdot L^{-1}$ de NO_3 ou jusqu'à 200 $mg \cdot L^{-1}$ de N de NO_2, ajoutée à l'eau de boisson, n'a eu aucun effet négatif sur des poulets; par contre,

la présence dans l'eau de 200 mg·L^{-1} de N de NO_2 dans l'eau de boisson a provoqué un arrêt de la croissance chez des dindes, ce qui ne se produisait pas à une concentration de 50 mg·L^{-1} (Adams et coll. 1966). Des vaches laitières ayant consommé pendant 35 mois de l'eau contenant 374 mg·L^{-1} de nitrate de potassium ne différaient pas de celles d'un groupe témoin, sauf pour le taux de fertilité qui était bien inférieur (Kahler et coll. 1975). Chez des veaux de boucherie en état anémique induit, pendant le mois précédant l'abattage, une concentration de nitrate dépassant 3 mg·L^{-1} dans l'eau de boisson peut entraîner une réduction de la croissance et même la mort (Rodenburg 1986).

4.2.2.4 Sulfates

4.2.2.4.1 Recommandation

La concentration de sulfates (en SO_4) dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 1000 mg·L^{-1}. Des concentrations supérieures peuvent être tolérées, mais il faut alors s'attendre à une baisse de production. Les concentrations supérieures à 500 mg·L^{-1} peuvent aggraver les carences en Cu, Zn, Fe ou Mn.

4.2.2.4.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Hart (1974) recommande que la teneur en sulfates de l'eau destinée aux animaux d'élevage ne dépasse pas 1000 mg·L^{-1}. Il n'y a pas de recommandation aux Etat-Unis (NAS/NAE 1973).

4.2.2.4.3 Justification

Une concentration de sulfates de 1000 mg·L^{-1} provoque la diarrhée chez les jeunes animaux (Church 1979). Des concentrations supérieures peuvent être tolérées, mais cela dépend de l'espèce, de l'âge, de la période d'accoutumance et des principaux cations associés à l'ion sulfate. Du plus indésirable au plus souhaitable, ce sont le magnésium < le sodium < le calcium. Weeth et Hunter (1971) ont signalé de la diurèse, une moindre consommation d'eau et de nourriture, ainsi qu'une perte de poids chez des bovins de race Hereford dont l'eau de boisson contenait 3380 mg·L^{-1} de sulfate de sodium (mesuré en SO_4). Selon Digesti et Weeth (1976) qui ont étudié pendant 90 jours des génisses Hereford-Angus tout juste sevrées, la concentration tolérable dans l'eau de boisson serait de 2500 mg·L^{-1}. En Ontario, la productivité de vaches laitières s'est améliorée lorsque l'on a remplacé leur eau venant d'un puits profond et contenant 1500 à 2500 mg·L^{-1} de sulfates, par de l'eau d'un étang ne contenant que 1000 mg·L^{-1} de sulfates (Rodenburg 1986).

4.2.3 Métaux lourds et ions à l'état de traces

4.2.3.1 Aluminium

4.2.3.1.1 Recommandation

La concentration maximale d'aluminium recommandée pour l'eau de boisson des animaux d'élevage est de 5,0 mg·L^{-1}, mais rien ne prouve que des concentrations allant jusqu'à un ordre de grandeur de plus nuiraient à ces animaux.

4.2.3.1.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on recommande que la concentration d'aluminium dans l'eau destinée aux animaux d'élevage ne dépasse pas 5,0 mg·L^{-1} (NAS/NAE 1973). C'est aussi la limite recommandée en Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et au Manitoba (Williamson 1983).

4.2.3.1.3 Justification

Les eaux naturelles contiennent habituellement moins de 1 mg·L^{-1} d'aluminium. Une telle concentration n'est ni néfaste ni toxique pour les animaux. Sauf dans les eaux présentant une concentration élevée en ions hydrogène, la concentration d'aluminium devrait être bien inférieure au niveau pouvant être toxique pour les animaux d'élevage. On n'a d'ailleurs constaté aucun effet nuisible chez des moutons et des vaches ayant reçu du sulfate d'aluminium à raison de 15 000 mg·kg^{-1} dans leur alimentation (Bailey 1977), ni chez des boeufs ayant reçu du chlorure d'aluminium à raison de 1200 mg·kg^{-1} (Valdivia et coll. 1978). Dans le résumé sur la toxicité de l'aluminium de la NAS (1980), on signale que cet élément n'a pas d'effet nuisible sur la volaille lorsque sa concentration est inférieure à 500 mg·kg^{-1}, mais qu'il peut être délétère si sa concentration atteint ou dépasse cette limite.

4.2.3.2 Arsenic

4.2.3.2.1 Recommandation

La concentration d'arsenic dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 0,5 mg·L^{-1}. Cette concentration offre un haut degré de sécurité et laisse une certaine marge pour l'absorption éventuelle d'arsenic provenant d'autres sources. Cependant, s'il n'y a pas d'arsenic dans les additifs alimentaires ou si sa concentration naturelle dans les aliments est faible, une concentration maximale de 5,0 mg·L^{-1} peut alors être tolérée sans effet néfaste pour les animaux ou les consommateurs.

4.2.3.2.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on recommande une concentration maximale de 0,2 mg·L^{-1} dans l'eau de boisson des animaux d'élevage (NAS/NAE 1973). L'Ontario recommande la même valeur (Ontario Ministry of the Environment 1984). Demayo et coll. (1982) recommandent, pour leur part, que la concentration d'arsenic ne dépasse pas 0,5 mg·L^{-1}. C'est également ce que recommande le Manitoba (Williamson 1983). Hart (1984) recommande pour l'Australie que la concentration maximale d'arsenic total ne dépasse pas 0,5 mg·L^{-1}.

4.2.3.2.3 Justification

Les arsénites (As trivalent) sont plus toxiques que les arséniates (As pentavalent). La dose unique létale pour les animaux en général est de 10-50 mg·kg^{-1} pour l'arséniate de plomb et 35-100 mg·kg^{-1} pour l'arséniate de calcium (CNRC 1979).

De l'acide arsénique ajouté à raison de 1,25 mg·kg^{-1} au supplément de grains donné à des bovins n'a pas provoqué d'intoxication ni d'accumulation d'arsenic dans le lait (Peoples 1964). Le trioxyde d'arsenic n'a pas eu d'effet nuisible sur des

rats et des souris, à des concentrations allant jusqu'à 34 mg·L^{-1} dans leur eau de boisson, pendant 24 mois (Hueper et Payne 1962). Dans le résumé de la NAS (1980), on donne une concentration tolérable maximale de 50 mg·kg^{-1} dans les aliments des animaux d'élevage, pour les formes inorganiques de l'arsenic, et de 100 mg·kg^{-1} pour ses formes organiques.

L'arsenic est présent à l'état naturel et en faibles concentrations dans les aliments destinés aux animaux d'élevage. Certains dérivés organiques de l'arsenic sont utilisés comme additif pour améliorer la croissance des porcs et de la volaille (Gough et coll. 1979).

4.2.3.3 Béryllium

4.2.3.3.1 Recommandation (provisoire)

Jusqu'à ce que la recherche ait permis de déterminer quelles sont les concentrations de béryllium dans l'eau qui sont sans danger, et pour protéger la santé des animaux, la concentration de béryllium dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 0,1 mg·L^{-1}.

4.2.3.3.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La NAS/NAE (1973) n'a pas formulé de recommandation relative à la concentration de béryllium, faute de données.

4.2.3.3.3 Justification

Le béryllium est parfois toxique, il peut être cancérogène et est sujet à la bioaccumulation (U.S. EPA 1980). On peut induire le rachitisme chez le rat, la volaille et le bétail en ajoutant du béryllium aux aliments ou à l'eau, à raison d'un minimum de 163 mg·L^{-1} (mesuré en Be) de carbonate de béryllium (Guyatt et coll. 1933; Kay et Guyatt 1933; Kay et Skill 1934). Des souris et des rats ayant reçu pendant toute leur vie du sulfate de béryllium à raison de 0,43 mg·L^{-1} (en Be) n'ont pas été touchés au point de vue de la croissance ou de la longévité, bien que l'on ait observé certains cas de leucémie et de tumeurs (Schroeder et Mitchener 1975a, b). On a appliqué un facteur 0,2 à la concentration de 0,43 mg·L^{-1} (effets délétères légers: Reeder 1983) pour arriver à une concentration maximale provisoire de 0,1 mg·L^{-1}.

4.2.3.4 Bore

4.2.3.4.1 Recommandation

La concentration de bore dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 5,0 mg·L^{-1}.

4.2.3.4.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La NAS/NAE (1973) recommande que la concentration de bore dans l'eau destinée aux animaux d'élevage ne dépasse pas 5,0 mg·L^{-1}. L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent la même limite. Toutefois, rien n'indique que des concentrations plusieurs fois plus élevées nuiraient à ces animaux.

4.2.3.4.3 Justification

Rien n'indique que des concentrations relativement élevées de bore soient toxiques pour les animaux d'élevage. Cela explique le peu d'efforts qui ont été faits pour déterminer les concentrations toxiques de cet élément. La NAS (1980) donne une concentration tolérable maximale de 150 mg·kg^{-1} (exprimé en borax) dans l'alimentation du bétail, en laissant entendre que cette valeur devrait aussi convenir aux autres types d'animaux. La présence de bore dans l'eau de boisson, à une concentration de 150 mg·L^{-1}, a entraîné une réduction de la consommation de foin et une perte de poids chez les bovins, et l'on a estimé que la concentration tolérable et sans danger pour ces animaux était comprise entre 40 et 150 mg·L^{-1} (Green et Weeth 1977).

4.2.3.5 Cadmium

4.2.3.5.1 Recommandation

La concentration de cadmium dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 0,02 mg·L^{-1}.

4.2.3.5.2 Sommaire de l'étude de la documentation

On a recommandé une limite supérieure de 0,05 mg·L^{-1} pour le cadmium dans l'eau destinée aux animaux d'élevage aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) et en Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984). Pour leur part, Reeder et coll. (1983a) ont recommandé que la concentration de cadmium ne dépasse pas 0,02 mg·L^{-1}, ce qui est également recommandé au Manitoba (Williamson 1983). La concentration tolérable maximale de cadmium dans l'alimentation des animaux d'élevage, afin de limiter au minimum la quantité de cadmium transmise au consommateur, est de 0,5 mg·kg^{-1} (NAS 1980). En Australie, la concentration maximale recommandée dans l'eau de boisson des animaux d'élevage est de 0,01 mg·L^{-1} (Hart 1984).

4.2.3.5.3 Justification

Des études réalisées sur des rongeurs indiquent que le cadmium pourrait être à l'origine de diverses affections chez les mammifères. En concentration élevée, le cadmium est non seulement toxique, mais il est parfois tératogène et peut-être même mutagène et cancérogène (U.S. EPA 1980).

Des cas d'anémie, d'avortement, de mort-nés, ainsi qu'une réduction de la croissance et de la réaction immunitaire ont été observés chez des animaux d'élevage ayant reçu du cadmium en doses variant de 1 à 160 mg·kg^{-1} (par rapport à la masse corporelle) (tableau 4-14). Par ailleurs, plus la concentration de calcium dans l'alimentation est faible, plus le cadmium est

Tableau 4-14. Sommaire des effets de concentrations élevées de cadmium sur les animaux d'élevage

Type d'animal	Apport alimentaire de cadmium	Symptôme	Source
Veau	160 mg·kg^{-1}	Réduction de la croissance	Powell et coll. 1964
Vache laitière	3000 mg·j^{-1}	Baisse de la production de lait	Miller et coll. 1967
Agneau	30 mg·kg^{-1}	Réduction de la croissance	Doyle et coll. 1974
Dinde	20 mg·kg^{-1}	Réduction de la croissance	Supplee 1961

toxique. Le cadmium s'accumule dans le foie et les reins des animaux d'élevage, comme chez les autres animaux. Comme ces organes sont consommés par les humains, dans le cas des animaux d'élevage, les concentrations anormalement élevées qu'ils contiennent seraient directement transmises au consommateur.

4.2.3.6 Chrome

4.2.3.6.1 Recommandation

La concentration de chrome dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 1,0 $mg \cdot L^{-1}$. Cette concentration est probablement très sûre, si l'on considère les concentrations maximales que ces animaux peuvent tolérer dans l'alimentation.

4.2.3.6.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on a recommandé une limite supérieure de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ pour le chrome dans l'eau de boisson des animaux d'élevage (NAS/NAE 1973). En outre, Taylor et coll. (1982) ont recommandé que la concentration de chrome ne dépasse pas 1,0 $mg \cdot L^{-1}$. C'est également la limite recommandée en Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et au Manitoba (Williamson 1983). En Australie, Hart (1984) recommande aussi un maximum de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ de chrome total dans l'eau de boisson des animaux d'élevage.

4.2.3.6.3 Justification

A l'état naturel, le chrome se présente sous deux formes, Cr(III) et Cr(VI), le dernier seulement étant très toxique. Le chrome trivalent, Cr(III), a tendance à être adsorbé sur les fibres de nourriture ou à précipiter, sous une forme insoluble, dans les voies digestives.

Chez le rat et le chien, le chrome ne s'accumulait pas dans les tissus lorsque la concentration de Cr(VI) dans l'eau de boisson était de l'ordre de 5,0 à 6,0 $mg \cdot L^{-1}$. Toutefois, à une concentration de 10 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau, le chrome s'accumulait dans les tissus de ces animaux, mais sans être toxique (CNRC 1977). Chez de jeunes poulets, la consommation de 100 $mg \cdot kg^{-1}$ de Cr(VI) dans les aliments, pendant une période de 21 j, n'a pas eu d'effet sur le rendement (Romoser et coll. 1961). La présence de Cr(VI) à une concentration de 500 $mg \cdot L^{-1}$ (Gross et Heller 1946), ou de 25 $mg \cdot L^{-1}$ (MacKenzie et coll. 1958) et sous forme de chromate de potassium dans l'eau de boisson, n'a pas eu d'effet toxique apparent chez des rats. Aux Etats-Unis, la ration quotidienne maximale tolérable de Cr(VI) chez les animaux domestiques a été fixée à 3000 $mg \cdot kg^{-1}$ pour l'oxyde et 1000 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le chlorure (NAS 1980).

4.2.3.7 Cobalt

4.2.3.7.1 Recommandation

La concentration de cobalt dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 1,0 $mg \cdot L^{-1}$.

4.2.3.7.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Etant donné la faible toxicité du cobalt pour les animaux et la faible concentration de cet élément dans l'environnement, on a jugé que la concentration maximale utilisée aux Etats-Unis, qui est de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau de boisson, devrait protéger adéquatement les animaux d'élevage tout en offrant une certaine marge de sécurité (NAS/NAE 1973). C'est également la valeur que recommandent l'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983).

4.2.3.7.3 Justification

Le cobalt est un élément trace essentiel pour plusieurs systèmes enzymatiques chez les animaux et il tient donc une place dans l'alimentation. Même à des concentrations bien supérieures à celles qu'on trouve dans la nature, le cobalt n'est pas toxique pour les animaux. Par exemple, des veaux recevant chaque jour 1,1 $mg \cdot kg^{-1}$ (masse corporelle) ne présentaient qu'un appétit réduit et une légère perte de poids (Underwood 1977). Il faudrait que l'eau contienne au moins 10 $mg \cdot L^{-1}$ avant que les symptômes observés par Underwood (1977) n'apparaissent. Cette valeur dépasse de plusieurs ordres de grandeur la concentration naturelle de cobalt qu'on trouve d'habitude dans les eaux superficielles. Les porcs, les bovins et les volailles devraient pouvoir tolérer dans leur alimentation au moins 10 $mg \cdot kg^{-1}$ (NAS 1980).

4.2.3.8 Cuivre

4.2.3.8.1 Recommandation

Compte tenu de la quantité de cuivre que le bétail peut absorber sans danger par l'intermédiaire des aliments et de la nécessité de protéger le consommateur, la concentration de cuivre ne devrait pas dépasser 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau destinée aux bovins et 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ dans celle destinée aux porcs et aux volailles. Pour le mouton, on recommande une concentration maximale de 0,5 $mg \cdot L^{-1}$. Toutefois, ces concentrations devraient être réduites, en particulier dans le cas du mouton, si le fourrage ou le sol présentent une forte teneur en cuivre ou si le bétail reçoit régulièrement du cuivre sous forme de supplément alimentaire.

4.2.3.8.2 Sommaire de l'étude de la documentation

On a recommandé une concentration maximale de 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau de boisson des animaux d'élevage aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) et en Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984). Pour leur part, Demayo et Taylor (1983) recommandent que la concentration de cuivre ne dépasse pas 1 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau de boisson des moutons et bovins, et 5 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau de boisson des porcs et de la volaille. Le Manitoba recommande une limite de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ (Williamson 1983). En Australie, Hart (1984) recommande que les concentrations de cuivre dans l'eau de boisson ne dépassent pas 0,5 à 2,0 $mg \cdot L^{-1}$, selon la ration alimentaire de l'animal.

4.2.3.8.3 Justification

Le cuivre étant essentiel à la santé des animaux, il est largement utilisé comme supplément alimentaire par les éleveurs. C'est, toutefois, la quantité totale de cet élément qui est absorbée par les animaux qui détermine s'il aura des effets favorables ou défavorables. Lorsque les concentrations naturelles de cuivre sont très inférieures aux besoins nutrition-

nels, la carence en cuivre qui peut s'ensuivre, en particulier chez les moutons et les bovins, risque de se traduire par de la morbidité et même de provoquer la mort dans certains cas (NAS 1977). Dans les aliments, la quantité reconnue sans danger, pour la plupart des espèces, est de 15 $mg \cdot kg^{-1}$. Il est toutefois préférable d'en donner un peu moins aux moutons, qui sont particulièrement sensibles au cuivre (Demayo et Taylor 1983).

L'intoxication par le cuivre peut frapper les animaux d'élevage si les plantes utilisées comme fourrage présentent des concentrations élevées de cet élément ou lorsque les sources naturelles et les suppléments alimentaires combinés fournissent un excès de cuivre. A notre connaissance, on n'a jamais signalé d'intoxications par le cuivre dues strictement à la présence de cet élément dans l'eau de boisson; donc, s'il y en a eu de signalées, le moins qu'on puisse dire est qu'elles doivent être rares. La question de l'intoxication par le cuivre est complexe à cause de l'interaction d'un certain nombre de facteurs qui peuvent favoriser ou inhiber l'apparition des symptômes (NAS 1977; U.S. EPA 1980; Demayo et Taylor 1983). Par exemple, l'interaction du cuivre avec le molybdène, les sulfates, le fer et le zinc peut réduire de beaucoup les effets toxiques d'un apport important de cuivre dans l'alimentation. Le rapport cuivre:molybdène est également un facteur important de l'utilisation nutritionnelle du cuivre, et il ne doit pas tomber au-dessous d'un rapport de 2:1 pour que les animaux restent en bonne santé. Le fait qu'il s'agisse de ruminants ou non, ainsi que la forme sous laquelle se présente le cuivre constituent aussi des facteurs importants. Par exemple, le chlorure de cuivre est 2 à 4 fois plus toxique que le sulfate de cuivre pour le mouton. Par ailleurs, on a observé des effets toxiques dus au cuivre présent dans les aliments à des concentrations de seulement 45 $mg \cdot kg^{-1}$ chez le mouton (Reynolds 1976), 250 $mg \cdot kg^{-1}$ chez le porc (Lillie et coll. 1977), et 250 $mg \cdot kg^{-1}$ chez les poulets (Poupoulis et Jensen 1976).

Les concentrations maximales de cuivre dans les aliments des animaux d'élevage ont été étudiées par Demayo et Taylor (1983). Pour éviter l'intoxication, ces derniers proposent que la concentration maximale de cuivre dans les aliments soit de l'ordre de 5 à 20 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le mouton, de 100 $mg \cdot kg^{-1}$ pour les bovins, de 150 à 400 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le porc et de 250 à 500 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le poulet et la dinde. Ces concentrations sont analogues à celles recommandées par la NAS (1980) qui fixait la concentration maximale de cuivre dans les aliments, en présence de quantités normales de molybdène, de sulfate, de zinc et de fer, à 25 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le mouton, 100 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le bétail, 250 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le porc et 300 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le poulet et la dinde. Vu sa sensibilité au cuivre, le mouton ne peut supporter des quantités jugées acceptables pour le bétail. On propose donc un maximum de 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ pour le mouton.

Qu'il soit présent en concentrations normales ou en excès dans l'alimentation des animaux d'élevage, le cuivre s'accumule principalement dans le foie. Chez le mouton, par exemple, 72 à 79 % de la teneur corporelle en cuivre se trouve dans le foie (Dick 1954). Le fait que cet élément s'accumule dans le foie représente un danger potentiel pour le consommateur, surtout pour les enfants, et il faut en tenir compte lors de l'établissement des recommandations sur la concentration de cuivre dans l'eau de boisson des animaux d'élevage.

4.2.3.9 Fer

4.2.3.9.1 Recommandation

Pour le moment, on ne formule aucune recommandation relative à la présence de fer dans l'eau de boisson des animaux d'élevage.

4.2.3.9.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Les concentrations de fer dans l'eau de boisson des animaux d'élevage sont relativement faibles et l'on considère qu'elles ne sont pas assez toxiques pour justifier l'établissement de recommandations (NAS NAE 1973).

4.2.3.9.3 Justification

Le fer est un élément essentiel qui n'est toxique pour les animaux d'élevage que si sa concentration dans les aliments dépasse 3000 $mg \cdot kg^{-1}$ (NAS NAE 1973). Des concentrations pouvant atteindre 10 $mg \cdot L^{-1}$ n'ont pas modifié le goût de l'eau destinée au bétail, mais dès 0,1 $mg \cdot L^{-1}$, l'eau donnée à des veaux "blancs" entraîne une coloration (rouge) de la chair (Rodenburg 1986).

4.2.3.10 Fluorures

4.2.3.10.1 Recommandation

La concentration de fluorures dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 2,0 $mg \cdot L^{-1}$, et devrait être réduite à 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ lorsque les aliments de ces animaux en contiennent déjà.

4.2.3.10.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Des études de la documentation portant sur les effets des fluorures présents dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ayant indiqué que les doses sans effet étaient égales ou supérieures à 1,0 $mg \cdot L^{-1}$, on a été amené, aux Etats-Unis, à recommander une limite de 2,0 $mg \cdot L^{-1}$, tout en reconnaissant que cette concentration pouvait provoquer l'apparition de taches sur les dents (NAS NAE 1973). L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) a également recommandé un maximum de 2,0 $mg \cdot L^{-1}$.

4.2.3.10.3 Justification

Bien que les fluorures permettent d'améliorer la résistance des dents à la carie, on n'a pas établi que c'était un élément essentiel (NAS 1971). Les fluorures ont tendance à s'accumuler dans les os plutôt que dans les tissus mous. Ingérés en excès, ils provoquent des lésions dentaires chez les animaux en croissance et des lésions osseuses chez les animaux plus âgés, en particulier les bovins (Rose et Marier 1979; ACHP 1979). Les concentrations excessives qui peuvent se trouver dans les aliments des animaux d'élevage proviennent principalement des retombées de fluorures dans les régions industrielles (NAS 1971). Des études sur l'apport alimentaire de fluorures sous forme soluble dans l'alimentation des animaux d'élevage ont montré que des concentrations de 30-50 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les aliments des bovins, de 70-100 $mg \cdot kg^{-1}$ dans ceux des moutons et des porcs, et de

150-400 mg·kg^{-1} dans ceux de la volaille, n'avaient eu aucun effet toxique (NAS 1971). On a toutefois signalé un retard à la prise de poids chez des moutons ayant reçu des aliments contenant 53-70 mg·kg^{-1} de fluorures pendant 25 mois (Said et coll. 1977). Des taches se sont formées sur les dents des bovins auxquels on avait donné de l'eau contenant 0,5-0,6 mg·L^{-1} de fluorures. Par ailleurs, une eau de boisson contenant jusqu'à 3,3 mg·L^{-1} (Hibbs et Thilsted 1983) ou 4-5 mg·L^{-1} (Obel 1971) de fluorures a favorisé l'usure des dents chez ces animaux.

4.2.3.11 Manganèse

4.2.3.11.1 Recommandation

Pour le moment, on ne formule pas de recommandation relative à la présence de manganèse dans l'eau de boisson des animaux d'élevage.

4.2.3.11.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on a jugé inutile de fixer une limite supérieure à la concentration de manganèse dans l'eau de boisson des animaux d'élevage (NAS/NAE 1973).

4.2.3.11.3 Justification

Les eaux naturelles contiennent de faibles quantités de manganèse sous forme de sels qui s'oxydent et précipitent au contact de l'air. Le manganèse est un élément essentiel et sa toxicité est faible, sauf s'il est ingéré en quantité excessive (NAS/NAE 1973).

4.2.3.12 Mercure

4.2.3.12.1 Recommandation

La concentration de mercure dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 3 μg·L^{-1}.

4.2.3.12.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on a recommandé une limite supérieure de 0,01 mg·L^{-1} pour le mercure dans l'eau de boisson des animaux d'élevage (NAS/NAE 1973). Pour leur part, Reeder et coll. (1983b) recommandaient une limite de 3 μg·L^{-1}. L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) a adopté la valeur de 0,01 mg·L^{-1}, tandis que le Manitoba optait pour 3 μg·L^{-1} (Williamson 1983). En Australie, Hart (1984) recommandait que le mercure total dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne dépasse pas 2 μg·L^{-1}.

4.2.3.12.3 Justification

Des signes d'empoisonnement par le mercure se sont manifestés à 2 mg·kg^{-1} chez la dinde, 8 mg·kg^{-1} chez le bétail et 10 mg·kg^{-1} chez le mouton (Palmer et coll. 1973), et il y avait alors des concentrations critiques de mercure dans le cerveau. Chez des poulets exposés de façon chronique à du méthylmercure, on a constaté une perturbation de la thermorégulation et une baisse du taux de survie (Thaxton et coll. 1975). Chez du bétail recevant quotidiennement 0,48 mg d'un composé d'éthylmercure par kilogramme de masse corporelle, on a mesuré, après 27 j, une accumulation dans les reins de 100 mg·kg^{-1}; chez le mouton, dans les mêmes conditions, l'accumulation était de 120-210 mg·kg^{-1} (Palmer et coll. 1973).

L'accumulation des composés du mercure dans les tissus d'animaux d'élevage, principalement dans les reins et le foie (CNRC 1980), constitue un danger pour la santé des animaux et des consommateurs. La concentration maximale admissible de mercure dans les aliments destinés à la consommation humaine quotidienne est de 0,5 mg·kg^{-1} (Santé et Bien-être social Canada 1971). Des poulets ayant reçu des doses de mercure d'environ 0,001 mg·kg^{-1}·j^{-1} pendant un an avaient accummulé dans leurs reins 0,2-0,4 mg·kg^{-1} de mercure (March et coll. 1974). Pour s'assurer qu'il ne s'accumule pas plus de 0,5 mg·kg^{-1} de mercure dans les tissus comestibles des poulets, il faut limiter l'apport quotidien de mercure à 0,001 mg·kg^{-1} (masse corporelle). En appliquant la formule de Kitamura et coll. (1976):

$$\text{mercure accumulé} = \text{dose quotidienne} \times \text{demi-vie biologique} \times 1{,}44$$

on peut calculer la dose quotidienne maximale de mercure dans l'eau (Reeder et coll. 1983b). On utilise ci-après le poulet comme modèle. Le poulet consomme quotidiennement une quantité d'eau représentant 8 % de sa masse corporelle (soit 0,08 L·kg^{-1}), ce qui fait que la dose quotidienne de mercure serait de 0,24 μg·kg^{-1} avec une eau contenant 3 μg·L^{-1} de mercure. En supposant une demi-vie biologique de 70 j pour le méthylmercure,

$$\text{mercure accumulé} = 0{,}24 \times 70 \times 1{,}44 = 24{,}2 \text{ μg·kg}^{-1}$$

En supposant qu'il y ait 4 fois plus de mercure dans les reins que dans l'ensemble du corps (March et coll. 1974), la concentration dans les reins sera de $4 \times 24{,}2$ μg·kg^{-1} = 0,1 mg·kg^{-1}. Si 25 % de l'apport total de mercure provenait de l'eau, il en résulterait une concentration de 0,4 mg·kg^{-1} dans les reins.

4.2.3.13 Molybdène

4.2.3.13.1 Recommandation

La concentration de molybdène dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 0,5 mg·L^{-1}. Cette concentration est égale à la moitié de celle recommandée pour le cuivre dans l'alimentation des bovins, ce qui devrait permettre de maintenir plus facilement le rapport Cu:Mo à environ 2:1.

4.2.3.13.2 Sommaire de l'étude de la documentation

On n'a pas établi de recommandation sur la concentration de molybdène dans l'eau de boisson des animaux d'élevage aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973). En Australie, la concentration maximale de molybdène recommandée pour l'eau d'irrigation (0,01 mg·L^{-1}) a été adoptée comme maximum pour l'eau de boisson des animaux d'élevage (Hart 1974). En Colombie-Britannique, on envisage de fixer un maximum de 0,08 mg·L^{-1} (Swain 1986).

4.2.3.13.3 Justification

Bien que le molybdène soit considéré comme étant un élément essentiel, les besoins nutritionnels des animaux d'élevage n'ont pas été établis (NAS/NAE 1973). La toxicité de cet élément est liée de près à l'apport alimentaire de cuivre et de sulfates inorganiques.

Du fourrage cultivé sur un sol présentant une forte teneur en molybdène a eu des effets néfastes chez les ruminants qui en ont consommé. A une concentration de 6,2 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les aliments, on a constaté un développement anormal des os chez des veaux (Smith et coll. 1975). L'absorption de fourrage contenant 25,6 $mg \cdot kg^{-1}$ de molybdène a provoqué de la diarrhée, une perte de poids, de l'anémie et certains cas de mortalité dans un troupeau de bovins, dans la vallée de la rivière Swan, au Manitoba (Cunningham et coll. 1953). Chez les bovins, il faut maintenir un rapport Cu:Mo de 2:1 pour prévenir un empoisonnement par le molybdène, sauf si la concentration de cuivre dans les aliments dépasse 13-16 $mg \cdot kg^{-1}$ (NAS 1977). Le mouton, le porc et la volaille tolèrent mieux des concentrations élevées de molybdène dans leurs aliments que les bovins (NAS 1980).

L'addition de molybdate d'ammonium à l'eau de boisson de veaux, à raison de 50 $mg \cdot L^{-1}$, a provoqué une réduction de la concentration de cuivre dans le foie, ce qui ne se produisait pas à une concentration inférieure ou égale à 10 $mg \cdot L^{-1}$ (Kincaid 1980).

4.2.3.14 Nickel

4.2.3.14.1 Recommandation

La concentration de nickel dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 1,0 $mg \cdot L^{-1}$.

4.2.3.14.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La NAS/NAE (1973) ne recommande rien pour le nickel. Toutefois, la NAS (1974) recommandait un maximum de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ de nickel dans l'eau de boisson des animaux d'élevage. L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) fixait également la limite à 1,0 $mg \cdot L^{-1}$. Taylor et coll. (1983) proposaient une concentration maximale de nickel de 5,0 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau de boisson des animaux d'élevage au Canada; cependant, ces auteurs considèrent que le niveau toxique était de 5,0 $mg \cdot L^{-1}$, d'après les effets observés chez le rat (Schroeder et Mitchener 1971). En Australie, Hart (1984) recommande que la concentration maximale de nickel dans l'eau de boisson ne dépasse pas 5,0 $mg \cdot L^{-1}$. C'est également la valeur recommandée au Manitoba (Williamson 1983).

4.2.3.14.3 Justification

Il a été bien établi que le nickel était essentiel à la santé des animaux d'élevage (CNRC 1982). Des changements physiologiques délétères se sont d'ailleurs produits chez des porcins, des caprins, des ovins et des jeunes poulets recevant une alimentation pauvre en nickel (Anke et coll. 1974; Nielsen et Ollerich 1974; CNRC 1982).

Par ailleurs, on a constaté que les sels de nickel provoquaient un arrêt de la croissance chez des veaux qui en recevaient 250 $mg \cdot kg^{-1}$ (O'Dell et coll. 1970) et chez des jeunes poulets qui recevaient 500 $mg \cdot kg^{-1}$ (Weber et Reid 1968). L'acétate de nickel, à la concentration de 5 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau de boisson, ne s'est pas révélé toxique pour des souris qui en avaient reçu pendant toute leur vie (Schroeder et coll. 1964); Schroeder et Mitchener (1971) ont toutefois signalé que le chlorure de nickel, administré à trois générations de rats à raison de 5 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau de boisson, provoquait une augmentation du nombre d'avortons et de la mortalité chez les nouveau-nés. C'est pourquoi on recommande un maximum de 1 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau de boisson des animaux d'élevage, par prudence (NAS 1974).

4.2.3.15 Plomb

4.2.3.15.1 Recommandation

La concentration de plomb dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 0,1 $mg \cdot L^{-1}$.

4.2.3.15.2 Sommaire de l'étude de la documentation

La limite supérieure recommandée pour le plomb dans l'eau de boisson des animaux d'élevage est de 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973). En Australie, la concentration maximale recommandée pour le plomb est de 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ (Hart 1984). L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) recommande une limite de 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ et le Manitoba (Williamson 1983) de 0,5 $mg \cdot L^{-1}$.

4.2.3.15.3 Justification

Le plomb est un élément toxique qui s'accumule d'abord dans les os jusqu'à ce qu'il atteigne une concentration maximale critique; après quoi, il se met à circuler en concentration toujours plus forte, jusqu'à provoquer un empoisonnement (Hatch 1977; Jaworski 1980). Une dose minimale de 6 à 7 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ a provoqué une réaction d'intoxication chez des bovins (Hammond et Aronson 1964); en outre, des veaux sont morts à la suite d'une exposition accidentelle pendant 30 j à une dose de plomb estimée à 5-8 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ (Osweiler et Ruhr 1978).

Le plomb a provoqué la mort de moutons soumis à un régime alimentaire contenant 5,7 $mg \cdot kg^{-1}$ (masse corporelle) (James et coll. 1966), alors qu'il ne s'est pas accumulé chez des moutons recevant une dose quotidienne de 3 $mg \cdot kg^{-1}$ (Jones et Clement 1972). Les chevaux se sont montrés plus sensibles au plomb que les bovins ou les moutons; on signale en effet un empoisonnement chronique chez des chevaux exposés à de l'eau et de l'herbe qui présentaient respectivement des concentrations de plomb de 0,5 à 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ et de 5 à 20 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) (Singer 1976). On a proposé une concentration sans effet de 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ de plomb dans l'eau destinée aux animaux d'élevage (NAS/NAE 1973), et cette valeur a été confirmée par des études sur l'animal en laboratoire (Schroeder, Vinton et coll. 1963; Schroeder, Balassa et coll. 1965); toutefois des doses plus faibles peuvent entraîner une réduction de la résistance aux maladies (Schroeder, Balassa et coll. 1965; Hemphill et coll. 1971).

Moins de 10 % de la charge corporelle de plomb s'accumule dans les tissus mous (Jaworski 1980). Une enquête a montré

que la concentration de plomb dans le foie et les reins des animaux d'élevage du Canada variait de 0,5 à 1,8 $mg \cdot kg^{-1}$ (Prior 1976). Il se pourrait donc que les concentrations de plomb dans ces tissus excèdent les concentrations acceptables dans les aliments si le bétail vient de régions polluées par le plomb, situation qui s'est déjà présentée dans le cas du bacon et du lait, comme l'ont signalé Hernberg et Nordman (1972).

4.2.3.16 Sélénium

4.2.3.16.1 Recommandation

La concentration de sélénium dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 0,05 $mg \cdot L^{-1}$.

4.2.3.16.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) et en Australie (Hart 1984), on a établi à 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ et à 0,02 $mg \cdot L^{-1}$, respectivement, la limite supérieure de la concentration de sélénium dans l'eau de boisson des animaux d'élevage. L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et le Manitoba (Williamson 1983) recommandent un maximum de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$, de même que Demayo et coll. (1983).

4.2.3.16.3 Justification

Des signes de carence sont apparus chez des bovins, des ovins, des porcins et des volailles soumis à un régime alimentaire contenant 0,02 à 0,04 $mg \cdot kg^{-1}$ de sélénium ou moins (Oldfield et coll. 1974; Underwood 1977). On a estimé la concentration minimale de sélénium dans les aliments des animaux d'élevage à des valeurs allant de seulement 0,06 $mg \cdot kg^{-1}$ (Underwood 1976) jusqu'à 0,1-0,2 $mg \cdot kg^{-1}$ (NAS/NAE 1973). Cet élément ne se concentre pas dans les tissus animaux (NAS/NAE 1973). Dans les aliments, la concentration seuil de sélénium qui provoque l'empoisonnement est estimée à 5 $mg \cdot kg^{-1}$ (Horvath 1976). Il est arrivé que des animaux d'élevage se soient empoisonnés en mangeant du fourrage cultivé sur un sol riche en sélénium (Johnson 1976), mais rien ne permet de penser que la présence de cet élément dans les eaux naturelles puisse causer une intoxication. Des concentrations de 1,5 et 2 $mg \cdot L^{-1}$ de sélénium dans l'eau de boisson de dindonneaux et de jeunes poulets, respectivement, n'ont pas eu d'effets nuisibles sur ces animaux (Cantor et coll. 1984).

4.2.3.17 Uranium

4.2.3.17.1 Recommandation

La concentration d'uranium dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 0,2 $mg \cdot L^{-1}$.

4.2.3.17.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973) comme en Australie (Hart 1974), la présence d'uranium dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne fait l'objet d'aucune recommandation. Au Canada, on a recommandé de ne pas dépasser 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ (Environnement Canada 1984).

4.2.3.17.3 Justification

Aucun cas d'intoxication n'a été signalé chez des animaux d'élevage (Gough et coll. 1979) absorbant jusqu'à 1,56 $mg \cdot j^{-1}$ d'uranium à partir de fourrage cultivé sur un sol enrichi en uranium (Garner 1963). Les suppléments de phosphore administrés aux vaches laitières peuvent fournir jusqu'à 16 $mg \cdot j^{-1}$ d'uranium à chaque animal, selon la source de phosphate utilisée (Reid et coll. 1977). La dose minimale d'uranium qui cause un léger malaise est estimée à 50 $mg \cdot j^{-1}$ pour les ovins et à 400 $mg \cdot j^{-1}$ pour les bovins (Garner 1963); en appliquant un facteur de sécurité de 0,1, on obtient des doses sans effet de 5 et 40 $mg \cdot j^{-1}$. Des bovins recevant une dose d'uranium de 16 $mg \cdot j^{-1}$ dans leurs suppléments de phosphore et de 3 $mg \cdot j^{-1}$ par l'intermédiaire du fourrage pourraient absorber jusqu'à 20 $mg \cdot j^{-1}$ par l'intermédiaire de l'eau, sans dépasser le maximum de la dose sans effet. La concentration maximale d'uranium dans l'eau doit donc être de 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ si l'on suppose que les bovins en boivent 38 à 110 $L \cdot j^{-1}$ (NAS/NAE 1973). Cette limite permettrait également de protéger les ovins.

4.2.3.18 Vanadium

4.2.3.18.1 Recommandation

La concentration de vanadium dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 0,1 $mg \cdot L^{-1}$.

4.2.3.18.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, on recommande une limite de 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ pour le vanadium dans l'eau de boisson des animaux d'élevage (NAS/NAE 1973). C'est la limite également recommandée en Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) et au Manitoba (Williamson 1983).

4.2.3.18.3 Justification

Certaines indications laissent penser que le vanadium est un élément essentiel dans l'alimentation des jeunes poulets et des rats de laboratoire (Hopkins et Mohr 1974), car il est nécessaire au métabolisme des lipides et à la formation des dents et des os. Des concentrations de vanadium de 2 $mg \cdot L^{-1}$ (sous forme de NH_4VO_3) dans l'eau de boisson de jeunes poulets ont permis d'améliorer leur développement pendant la phase de croissance par rapport à ceux qui n'en recevaient que 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Hopkins et Mohr 1971); par ailleurs, des souris ayant reçu pendant toute la durée de leur vie 5 $mg \cdot L^{-1}$ de vanadium sous forme de sulfate de vanadyle n'ont montré aucun effet toxique (Schroeder et Balassa 1967). Une réduction du taux de croissance a été induite chez de jeunes poulets et des rats soumis à un régime alimentaire contenant 13 et 25 $mg \cdot kg^{-1}$ de vanadium respectivement (van Zinderen Bakker et Jaworski 1981). De plus, on a provoqué une perturbation des réflexes conditionnés chez des rats et des souris en leur administrant quotidiennement par voie orale une dose de 0,05 $mg \cdot kg^{-1}$ (masse corporelle) de vanadium pendant 3-26 semaines (van Zinderen Bakker et Jaworski 1981).

4.2.3.19 Zinc

4.2.3.19.1 Recommandation

La concentration de zinc dans l'eau de boisson des animaux d'élevage ne devrait pas dépasser 50,0 $mg \cdot L^{-1}$.

4.2.3.19.2 Sommaire de l'étude de la documentation

En Australie (Hart 1984) et aux Etats-Unis (NAS/NAE 1973), on recommande des limites supérieures de 20,0 et 25,0 $mg \cdot L^{-1}$, respectivement, pour la concentration de zinc dans l'eau le boisson des animaux d'élevage. L'Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984) recommande un maximum de 25,0 $mg \cdot L^{-1}$. Taylor et Demayo (1980) recommandent de ne pas dépasser 50,0 $mg \cdot L^{-1}$ et c'est également ce qui est préconisé au Manitoba (Williamson 1983).

4.2.3.19.3 Justification

Le zinc est un élément essentiel qui doit faire partie de l'alimentation des animaux d'élevage puisqu'il est nécessaire au métabolisme des protéines et des glucides, bien que son rôle spécifique n'ait pas été défini (Kirchgessner et coll. 1977). Les besoins nutritionnels en zinc varient de 35 $mg \cdot kg^{-1}$ pour la volaille et les ruminants à 100 $mg \cdot kg^{-1}$ pour le porc (Underwood 1977). La concentration maximale inoffensive de zinc dans l'alimentation a été estimée à 500 $mg \cdot kg^{-1}$ pour les veaux; à 600 $mg \cdot kg^{-1}$ pour les moutons; à 1000 $mg \cdot kg^{-1}$ pour les jeunes poulets, les porcs et les bovins adultes; et à 2000 $mg \cdot kg^{-1}$ pour la dinde (Neathery et Miller 1977a).

4.2.4 Pesticides

4.2.4.1 Recommandation

On préconise l'adoption des limites recommandées pour les pesticides dans l'eau potable au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1979) comme concentrations maximales de pesticides dans l'eau de boisson des animaux d'élevage, afin d'avoir une certaine marge de sécurité pour ces animaux et d'éviter que les produits animaux ne contiennent des quantités inacceptables de résidus. Les recommandations sur l'eau potable sont données au chapitre 1.

4.2.4.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etat-Unis, on préconise que la concentration maximale recommandée pour l'eau potable soit adoptée pour l'eau de boisson des animaux d'élevage (NAS/NAE 1973). La même approche a été utilisée en Australie dans les propositions de recommandations (Hart 1974).

4.2.4.3 Justification

Les pesticides (insecticides, herbicides, fongicides, nématocides et rodenticides) peuvent pénétrer dans les eaux superficielles des façons suivantes: (1) adsorption sur des particules de sol entraînées par les eaux de ruissellement; (2) adsorption sur des particules de sol emportées par le vent; (3) traitement direct de l'eau pour lutter contre les insectes piqueurs ou les herbes aquatiques; (4) dérive d'un nuage de produit pulvérisé; (5) précipitations mouillées ou sèches; (6) déversements accidentels au bord de l'eau ou dans l'eau; (7) effluents provenant des usines de préparation et de conditionnement des pesticides; et (8) rejet par négligence de restes de pesticides ou de leurs contenants.

En général, la pollution des eaux superficielles par les pesticides est limitée à des concentrations inférieures à 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ parce que, d'une part, la plupart des pesticides se décomposent dans le sol ou dans l'eau, et que, d'autre part, les eaux de ruissellement, les retombées ou les dépôts directs par pulvérisation aérienne des cultures ou des forêts se trouvent fortement dilués.

La majorité des insecticides appartiennent à la catégorie des carbamates, des organophosphates ou des pyréthroïdes de synthèse qui, pour la plupart, ont tendance à être rapidement métabolisés par les animaux à sang chaud ou les microorganismes présents dans le sol et dans l'eau. Il arrive souvent que leur hydrolyse dans l'eau soit rapide également. De même, la plupart des herbicides et des fongicides dont l'utilisation est actuellement homologuée au Canada ne s'accumulent pas dans les tissus et ne persistent pas dans l'environnement.

L'utilisation des insecticides organochlorés comme le DDT, l'aldrine, la dieldrine, l'endrine et l'heptachlore, qui posait des problèmes de bioamplification dans les réseaux alimentaires, n'est plus homologuée au Canada pour les traitements de grande envergure. La solubilité de ces produits dans l'eau étant extrêmement faible, il est très improbable qu'ils se retrouvent dans l'eau de boisson des animaux d'élevage en concentrations suffisamment élevées pour contribuer à l'accumulation dans les tissus (NAS/NAE 1973). Selon Weber (1977), les pesticides peuvent être classés comme suit en ce qui concerne la toxicité aiguë par voie orale:

DL_{50} = 4000-9000 $mg \cdot kg^{-1}$ ou plus; relativement sans danger
DL_{50} = 300-4000 $mg \cdot kg^{-1}$; légèrement dangereux
DL_{50} = 20-300 $mg \cdot kg^{-1}$; modérément dangereux
DL_{50} = 20 $mg \cdot kg^{-1}$ ou moins; dangereux

Les herbicides, qui sont les pesticides les plus utilisés au Canada, ne constituent pas en général un danger pour les animaux d'élevage, particulièrement aux concentrations pouvant se trouver dans les eaux superficielles. Parmi les herbicides d'usage courant et de toxicité relativement faible (tableau 4-15), on trouve les produits suivants: 2,4-D, MCPA, dicamba, diclofop-méthyl, glyphosate, propanil, triallate et trifluraline. Le bromoxynil et le difenzoquat sont considérés comme modérément dangereux.

Les organophosphates et les carbamates, en raison de la toxicité de certains produits pour les vertébrés, risqueraient d'empoisonner les animaux d'élevage s'il advenait que des déversements accidentels graves polluent l'eau d'approvisionnement ou que les eaux de ruissellement soient contaminées par un traitement avec des doses dépassant largement les instructions du fabricant. Cependant, une telle pollution disparaîtrait rapidement. Par ailleurs, certains insecticides relativement toxiques peuvent être tolérés en faibles doses dans les aliments (tableau 4-16). Un condensé des données sur la toxicité des pesticides pour la vie animale (Pimentel 1971; Johnson et Finley 1980; Hudson et coll. 1984) appuie l'hypothèse avancée dans NAS/NAE (1973), selon la-

Tableau 4-15. Toxicités aigues des ingrédients actifs d'herbicides courants

Herbicide	DL_{50}[1] aiguë par voie orale ($mg \cdot kg^{-1}$)	Source
Bromoxynil	190	Pimentel 1971
2,4-D	375-1200	CNRC 1979
Dicamba	2900	Pimentel 1971
Diclofop-méthyle	557-580	Weed Science Society of America 1983
Difenzoquat	270	Weed Science Society of America 1983
Glyphosate	5600	Weed Science Society of America 1983
MCPA	700-1200	CNRC 1979
Propanil	1384	Weed Science Society of America 1983
Triallate	1100	Weed Science Society of America 1983
Trifluraline	>10 000	Weed Science Society of America 1979

[1] Données obtenues avec des rats de laboratoire adultes.

quelle une eau où vit une population de poisson devrait pouvoir être consommée en toute sécurité par les animaux d'élevage, étant donné la sensibilité relativement élevée des poissons aux insecticides.

4.2.5 Paramètres biologiques

4.2.5.1 Algues toxiques

4.2.5.1.1 Recommandation

Il ne faut pas laisser les animaux d'élevage s'abreuver dans des lacs, des étangs ou des cours d'eau qui contiennent de grandes quantités de cyanophycées, particulièrement si les algues se trouvant à ces endroits ont déjà provoqué des intoxications.

4.2.5.1.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis (NAS NAE 1973) et en Australie (Hart 1974), on recommande d'empêcher les animaux d'élevage de boire l'eau qui contient des masses importantes d'algues bleu-vert.

4.2.5.1.3 Justification

En Amérique du Nord, les cas d'empoisonnement ou de mortalité dus aux cyanophycées surviennent principalement dans les Grandes Plaines durant l'été. En Alberta et en Saskatchewan, les symptômes d'intoxication ou les cas de mortalité dus à des proliférations d'algues toxiques dans les eaux naturelles ne sont pas rares (Carmichael et coll. 1977; Carmichael et Gorham 1978). Les pertes économiques qu'entraîne un empoisonnement peuvent être substantielles. En 1975, par exemple, 34 bovins sont morts d'avoir bu de l'eau dans un lac non identifié situé en Saskatchewan (Carmichael et coll. 1977).

La mort des animaux peut survenir dans les minutes ou dans les heures qui suivent l'absorption des algues toxiques. L'empoisonnement se manifeste par une démarche chancelante, des fasciculations, une respiration saccadée, des convulsions et finalement par un arrêt respiratoire (Carmichael et coll. 1977). Même une faible quantité d'eau peut contenir une dose létale de toxine. Carmichael et coll. (1977) ont calculé qu'il suffirait de donner 1200 mL d'une eau prélevée dans une prolifération toxique typique pour provoquer la mort d'un veau de 60 kg.

Tableau 4-16. Sommaire d'études de laboratoire sur la toxicité des ingrédients actifs d'insecticides présents dans la nourriture des animaux d'élevage

Insecticide	DL_{50}[1] aiguë par voie orale ($mg \cdot kg^{-1}$)	Dose maximale sans effet observé	Source
Carbaryl	540	Faisans: 350 $mg \cdot kg^{-1} \cdot j^{-1}$ (masse corporelle) pendant 30 j	Hudson et coll. 1984
		Cailles du Japon: 300 $mg \cdot kg^{-1}$ (aliments) pendant 14 semaines	Bursian et Edens 1979
Carbofuran	11	Bovins[2]: 12-147 $mg \cdot kg^{-1}$ (aliments)	Miles et coll. 1971
Chlorpyrifos	135	Poulets: 20 $mg \cdot L^{-1}$ (eau de boisson) pendant 28 j	Marshall et Roberts 1979
Fénitrothion	250	Bovins: 100 $mg \cdot kg^{-1}$ (aliments) pendant 28 j	Johnson et Bowman 1972
Malathion	480-1500	Jeunes poulets: 1000 $mg \cdot kg^{-1}$ (aliments) pendant 30 j	Rehfeld et coll. 1969
Méthoxychlore	5000-6000	Bovins: 0-14 $mg \cdot kg^{-1}$ (aliments) pendant 113 j	Gardner et Bailey 1975

[1] Données obtenues avec des rats de laboratoire adultes (Pimentel 1971).
[2] Légers symptômes de nervosité pendant l'alimentation, qui ont disparu avec le temps.

Dans l'ouest du Canada, les cyanophycées ou algues bleu-vert mortelles pour les animaux d'élevage sont *Microcystis aeruginosa*, *Anabaena flos-aquae* et *Aphanizomenon flos-aquae*. Ces algues sont capables de produire plusieurs toxines, dont une seulement a été étudiée en détail (Carmichael et Gorham 1980; Carmichael et Bent 1981). Ces toxines contiennent des alcaloïdes, qui agissent sur le système nerveux et provoquent la suffocation, et des polypeptides, qui entraînent une dégénération rapide des organes internes.

Les circonstances qui peuvent être à l'origine d'un empoisonnement sont complexes et imprévisibles (Carmichael et Gorham 1981). Certains des facteurs qui contribuent à leur complexité sont les suivants:

1. Les conditions environnementales et morphométriques du plan d'eau doivent être favorables a la croissance, à la flottabilité et à la concentration de fortes densités de cyanophycées toxigènes.
2. Les proliférations de cyanophycées peuvent être composées à la fois de souches non toxiques et de souches toxiques de chaque espèce. Avant de constituer un danger, les souches toxiques doivent être dominantes et abondantes.

3. La toxicité et la densité des proliférations de cyanophycées peuvent varier beaucoup sur une distance même inférieure à 10 m en raison des courants produits par le vent et de l'effet d'accumulation qu'ils ont sur les masses d'algues.
4. Dans les plans d'eau où les cyanophycées sont connues pour avoir déjà empoisonné des animaux d'élevage, il est probable que ces algues réapparaissent chaque été, mais comme la répartition spatiale et temporelle des masses toxiques est changeante, il se peut que les animaux échappent à l'empoisonnement.
5. Les diverses espèces d'animaux d'élevage présentent des sensibilités différentes à la toxicité des cyanophycées (Konst et coll. 1965; Carmichael et Gorham 1977).

4.2.5.2 Organismes pathogènes et parasites

4.2.5.2.1 Recommandation

Dans les élevages intensifs et à haute densité, il faut utiliser seulement de l'eau de haute qualité. Il faut s'assurer que l'eau des animaux qui pâturent librement ne contient pas d'organismes pathogènes, et la chlorer au besoin. Il faut accorder une attention particulière à l'hygiène et à la gestion du fumier afin de prévenir toute contamination de l'eau de boisson.

4.2.5.2.2 Sommaire de l'étude de la documentation

Aux Etats-Unis, les documents pertinents (NAS NAE 1973) ne renferment aucune recommandation particulière en ce qui concerne les organismes pathogènes et les parasites. En Australie (Hart 1974), on recommande que la densité moyenne mensuelle des coliformes fécaux, dans l'eau de boisson des animaux d'élevage, ne dépasse pas 1000 par 100 mL, le maximum étant de 5000 bactéries par 100 mL.

4.2.5.2.3 Justification

Une grande variété de virus, de bactéries, de protozoaires, de nématodes et de trématodes peuvent réduire la croissance, provoquer des cas de morbidité ou même de mortalité chez les animaux d'élevage (Smith et coll. 1974). Un certain nombre de ces organismes pathogènes et de ces parasites peuvent s'acquérir et se transmettre à partir de l'eau contaminée par le fumier (Barnett 1975). On a constaté en Ontario que de jeunes veaux laitiers pouvaient contracter la diarrhée lorsque leur eau de boisson contenait plus de 1 coliforme total par 100 mL, tandis que du bétail plus âgé pouvait tolérer 20 à 50 coliformes par 100 mL (Rodenburg 1985). En plus des problèmes de santé, la contamination de l'eau par des bactéries peut diminuer la consommation de nourriture et, par suite, nuire à la production de lait.

Parmi les maladies les plus courantes qui sont dues à des bactéries pathogènes et que les animaux d'élevage peuvent contracter à partir d'une eau de boisson contaminée, on compte l'anthrax (*Bacillus*); la septicémie gangréneuse; l'hémoglobinurie; le botulisme (*Clostridium* spp.); le rouget du porc (*Erysipelothrix*); la brucellose (*Brucella*); la leptospirose (*Leptospira*); la salmonellose (*Salmonella*); la tuberculose (*Mycobacterium*); le piétin infectieux du mouton et de la chèvre (*Sphaerophorus nodosus* et *Spirochaeta penortha*).

Les virus peuvent provoquer un certain nombre de maladies chez les animaux d'élevage. Habituellement, les virus pathogènes ne sont pas transmis par l'eau, bien qu'un certain nombre d'entre eux puissent venir d'aliments ou d'eau contaminés, en raison de mauvaises mesures d'hygiène. Chez la volaille, la bursite infectieuse et la maladie de Newcastle peuvent aussi être transmises à partir d'une eau d'alimentation contaminée.

Les sortes de parasites helminthiques qui peuvent vivre dans les organes, les voies intestinales ou les tissus musculaires des animaux d'élevage se comptent par centaines (Smith et coll. 1974). L'incidence de l'infestation par les parasites est relativement faible chez la plupart des animaux d'élevage (Martin et coll. 1974; Bouvry et Rau 1984; Kingscote 1985), mais le taux de parasitisme peut augmenter si les conditions sanitaires et les mesures préventives laissent à désirer. La plupart de ces parasites ne causent pas directement la mort, mais ils ralentissent la croissance, réduisent la vitalité des animaux et les rendent plus sensibles à d'autres organismes de maladies infectieuses qui peuvent être fatales.

Le cycle de vie des parasites des animaux d'élevage peut être direct ou indirect. Dans le cas d'un cycle de vie direct, les oeufs sont d'abord excrétés par un animal, puis ils contaminent l'eau, les aliments ou le sol pour ensuite être absorbés par un autre animal qui devient infesté à son tour. C'est le type de cycle de vie qu'ont les vers ronds comme les *Ascaris*, qui parasitent les bovins, les porcs et les humains, et les *Heamonchus*, qui parasitent les ovins, les bovins et les caprins. Pour quelques-uns de ces parasites, les invertébrés aquatiques jouent un rôle critique, bien que dans la plupart des cas, il suffise d'un milieu humide.

Les espèces de parasites à cycle de vie indirect ont un ou plusieurs hôtes transitoires. Au stade intermédiaire, les cestodes du genre *Taenia* parasitent les bovins et les porcins. Au stade adulte, ils parasitent des carnivores comme le chien et le renard. Bien que leur cycle de vie n'exige pas un environnement aquatique, les milieux humides favorisent la survie et la transmission de ces parasites d'un hôte à l'autre. La viande infestée par des cysticerques de *Taenia* peut également provoquer une infestation chez les humains, si elle est mal cuite. D'autres cestodes comme les *Moniezia* et les *Thysanosoma* ont pour hôte principal des animaux de ferme. Les trématodes, ou douves, passent une partie de leur cycle de vie chez les escargots aquatiques et une autre partie chez des animaux d'élevage.

Il est possible de réduire de beaucoup le risque de contracter des organismes pathogènes et certains parasites en se servant d'une eau de bonne qualité traitée par chloration. La chloration de l'eau devrait permettre de détruire la plupart des organismes pathogènes bactériens et viraux ainsi que certains parasites. Le faible coût de la chloration est largement compensé par le risque de perte économique qui pourrait découler d'une infestation du troupeau. L'eau ne doit pas avoir été contaminée par du fumier, des eaux d'égout ou des eaux de ruissellement.

Les bureaux agricoles régionaux disposent de nombreuses publications sur l'hygiène et la gestion des déchets. Ces publications devraient être consultées, et une attention particulière devrait être accordée à la prévention de la contamination de

l'eau par des matières fécales, des matières en putréfaction et autres produits nocifs. Le fumier doit être stocké loin des aliments et de l'eau; les auges et les supports à foin doivent être surélevés; les abreuvoirs et l'eau doivent être maintenus propres. Il est hautement recommandé d'utiliser des installations de stockage du fumier qui soient étanches, pour prévenir la contamination des eaux superficielles et des eaux souterraines.

4.2.6 Bibliographie

ACHP. 1979. Criteria Document in Support of a Drinking Water Standard for Fluoride. Final Report. L'Association canadienne d'hygiène publique, Ottawa.

Adams, A.W., R.J. Emerick et C.W. Carlson. 1966. Effects of nitrate and nitrite in the drinking water on chicks, poults and laying hens. Poult. Sci. 45: 1215-1222.

Anke, M., M. Grun, G. Dittrich, B. Groppel et A. Hennig. 1974. Low nickel rations for growth and reproduction in pigs. *Dans* Trace Element Metabolism in Animals. 2. W.G. Hoekstra, J.W. Suttie, H.E. Ganther and W. Mertz (eds.). University Park Press, Baltimore, Maryland. pp. 715-718.

Ayers, R.S. et D.W. Westcot. 1976. La qualité de l'eau en agriculture. Irrigation and Drainage Pap. 29. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome.

Ayers, R.S. et D.W. Westcot. 1985. Water Quality for Agriculture. Irrigation and Drainage Pap. 29. Rev.1. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome. 174 pp.

Bailey, C.B. 1977. Influence of aluminium hydroxide on the solubility of silicic acid in rumen fluid and the absorption of silicic acid from the digestive tract of ruminants. Can. J. Anim. Sci. 57: 239-244.

Barnett, G.M. 1975. The Soil-plant Nutrient Recycling Complex and Rates of Animal Waste Application. Agriculture Canada (Québec).

Bouvry, M. et M.E. Rau. 1984. *Paramphistomum* spp. in dairy cattle in Quebec. Can. Vet. J. 25: 353-356.

Bursian, S.J. et F.W. Edens. 1979. The prolonged exposure of Japanese quail to carbaryl and its effects on neurochemical and blood chemical parameters. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21: 144-151.

Cantor, A.H., D.M. Nash et T.H. Johnson. 1984. Toxicity of selenium in drinking water of poultry. Nutr. Rep. Int. 29: 683-688.

Carmichael, W.W. et P.E. Bent. 1981. Hemagglutination method for detection of freshwater cyanobacteria (blue-green algae) toxins. Appl. Environ. Microbiol. 41: 1383-1388.

Carmichael, W.W. et P.R. Gorham. 1977. Factors influencing the toxicity and animal susceptibility to *Anabaena flos-aquae* (Cyanophyta) blooms. J. Phycol. 13: 97-101.

Carmichael, W.W. et P.R. Gorham. 1978. Anatoxins from clones of *Anabaena flos-aquae* isolated from lakes of western Canada. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 21: 285-295.

Carmichael, W.W. et P.R. Gorham. 1980. Freshwater cyanophyte toxins: types and their effects on the use of micro algae biomass. *Dans* Algae Biomass. G. Shelef and C.J. Soeder (eds.). Elsevier North-Holland Biomedical Press, New York. pp. 437-448.

Carmichael, W.W. et P.R. Gorham. 1981. The mosaic nature of toxic blooms of cyanobacteria. *Dans* The Water Environment: Algal Toxins and Health. W.W. Carmichael (ed.). Plenum Publ. Corp., New York. pp. 161-172.

Carmichael, W.W., P.R. Gorham et D.F. Biggs. 1977. Two laboratory case studies on the oral toxicity to calves of the freshwater cyanophyte (blue-green algae) *Anabaena flos-aquae*. Can. Vet. J. 18: 71-75.

Church, D.C. 1979. Digestive Physiology and Nutrition of Ruminants. Vol. 2. Nutrition. O & B Books Inc., Corvallis, Oregon.

CNRC. 1977. Les effets du chrome dans l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 15018. 162 pp.

CNRC. 1979. Herbicides phénoxy – analyse de leurs effets sur l'état de l'environnement accompagnée de critères scientifiques à l'égard de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine (TCDD). Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16076. 452 pp.

CNRC. 1980. Effets du mercure dans l'environnement au Canada. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16742. 292 pp.

CNRC. 1982. Effets du nickel sur l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18569. 347 pp.

Cunningham, H.M., J.M. Brown et A.E. Edie. 1953. Molybdenum poisoning of cattle in the Swan River Valley of Manitoba. Can. J. Agric. Sci. 33: 254-260.

Deisch, S.L. 1970. Disease transmission of water borne organisms of animal origin. *Dans* Agricultural Practices and Water Quality. Iowa State University Press, Ames. pp. 265-285.

Demayo, A. et M.C. Taylor. 1983. Le cuivre. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Demayo, A., M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1982. L'arsenic. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Demayo, A., M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1983. Le sélénium. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Dick, A.T. 1954. Studies on the assimilation and storage of copper in crossbred sheep. Austr. J. Agric. Res. 5: 511-544.

Digesti, R.D. et H.J. Weeth. 1976. A defensible maximum for inorganic sulfate in drinking water for cattle. J. Anim. Sci. 42: 1498-1502.

Doyle, J.J., W.H. Pfander, S.E. Grebing et J.O. Pierce. 1974. Effect of dietary cadmium on growth, cadmium absorption and cadmium tissue levels in growing lambs. J. Nutr. 104: 160-166.

Environnement Canada. 1984. L'uranium. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

Gardner, D.R. et J.R. Bailey. 1976. Méthoxychlore: ses effets sur l'état de l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 14103. 161 pp.

Garner, R.J. 1963. Environmental contamination and grazing animals. Health Phys. 9: 597-605.

Gough, L.P., H.T. Shacklette et A.A. Case. 1979. Element Concentrations Toxic to Plants, Animals, and Man. U.S. Geol. Surv. Bull. 1466.

Green, G.H. et H.J. Weeth. 1977. Response of heifers ingesting boron in water. J. Anim. Sci. 45: 812-818.

Gross, W.G. et V.G. Heller. 1946. Chromates in animal nutrition. J. Ind. Hyg. Toxicol. 28: 52-56.

Guyatt, B.L., H.D. Kay et H.D. Branion. 1933. Beryllium rickets. J. Nutr. 6: 313-324.

Hammond, P.B. et A.L. Aronson. 1964. Lead poisoning in cattle and horses in the vicinity of a smelter. Ann. N.Y. Acad. Sci. 111: 595-611.

Hart, B.T. 1974. A Compilation of Australian Water Quality Criteria. Australian Water Resources Council, Department of Environment and Conservation. Australian Government Publ. Serv., Canberra. Tech. Pap. 7.

Hart, B.T. 1984. Australian Water Quality Criteria for Heavy Metals. Department of National Development and Energy, Australian Water Resources Council. Australian Government Publishing Serv., Canberra. Tech. Pap. No. 77.

Hatch, R.C. 1977. Poisons causing nervous stimulation or depression. *Dans* Veterinary Pharmacology and Therapeutics. 4th edition.

L.M. Jones, N.H. Booth and L.E. McDonald (eds.). Iowa State University Press, Ames. pp. 1185-1242.
Hemphill, F.E., M.L. Kaeberle et W.B. Buck. 1971. Lead suppression of mouse resistance to *Salmonella typhimurium*. Science 172: 1031-1032.
Hernberg, S. et H. Nordman. 1972. Lead. *Dans* The Hazards to Health of Persistent Substances in Water. Organisation mondiale de la santé, Bureau régional pour l'Europe, Copenhague. pp. 61-110.
Hewitt, P. 1986. Communication personnelle. British Columbia Ministry of Agriculture and Food, Victoria (Colombie-Britannique).
Hibbs, C.M. et J.P. Thilsted. 1983. Toxicosis in cattle from contaminated well water. Vet. Hum. Toxicol. 25: 253-254.
Hopkins, L.L. et H.E. Mohr. 1971. The biological essentiality of vanadium. *Dans* Newer Trace Elements in Nutrition. W. Mertz and W.E. Cornatzer (eds.). Marcel Dekker Inc., New York. pp. 195-213.
Hopkins, L.L. et H.E. Mohr. 1974. Vanadium as an essential nutrient. Fed. Proc. Fed. Am. Soc. Exp. Biol. 33: 1773-1775.
Horvath, D.J. 1976. Trace elements and health. *Dans* Trace Substances and Health. A Handbook. Part 1. P.M. Newberne (ed.). Marcel Dekker, Inc., New York. pp. 319-356.
Hudson, R.H., R.K. Tucker et M.A. Haegele. 1984. Handbook of Toxicity of Pesticides to Wildlife. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C. Resource Publ. 153. 90 pp.
Hueper, W.C. et W.W. Payne. 1962. Experimental studies in metal carcinogenesis. Chromium, nickel, arsenic. Arch. Environ. Health 5: 445-462.
James, L.F., V.A. Lazar et W. Binns. 1966. Effects of sublethal doses of certain minerals on pregnant ewes and fetal development. Am. J. Vet. Res. 27: 132-135.
Jaster, E.H., J.D. Schuh et T.N. Wegner. 1978. Physiological effects of saline drinking water on high producing dairy cows. J. Dairy Sci. 61: 66-71.
Jaworski, J.F. 1980. Effets du plomb dans l'environnement – 1978. Aspects quantitatifs. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16737. 853 pp.
Johnson, C.M. 1976. Selenium in the environment. Residue Rev. 62: 101-130.
Johnson, J.C., Jr. et M.C. Bowman. 1972. Responses from cows fed diets containing fenthion or fenitrothion. J. Dairy Sci. 55: 777-782.
Johnson, W.W. et M.T. Finley. 1980. Handbook of Acute Toxicity of Chemicals to Fish and Aquatic Invertebrates. Fish and Wildlife Service, U.S. Dep. of the Interior, Washington, D.C. Resource Publ. 137.
Jones, L.H.P. et C.R. Clement. 1972. Lead uptake by plants and its significance for animals. *Dans* Lead in the Environment. P. Hepple (ed.). Applied Science Publ., Ltd., Barking, England. pp. 29-33.
Kahler, L.W., N.A. Jorgensen, L.D. Satter, W.J. Tyler, J.W. Crowley et M.F. Finner. 1975. Effect of nitrate in drinking water on reproductive and productive efficiency of dairy cattle. J. Dairy Sci. 58: 771 (abrégé).
Kay, H.D. et B.L. Guyatt. 1933. Experimental rickets as a phosphorus deficiency disease. Nature (London) 131: 468-469.
Kay, H.D. et D.I. Skill. 1934. Beryllium rickets (II). The prevention and cure of beryllium rickets. Biochem. J. 28: 1222-1227.
Kincaid, R.L. 1980. Toxicity of ammonium molybdate added to drinking water of calves. J. Dairy Sci. 63: 608-610.
Kingscote, B. 1965. Leptospirosis in sheep in western Canada. Can. Vet. J. 26: 164-168.
Kirchgessner, M., H.P. Roth, R. Spoerl, A. Schnegg, R.J. Kellner et E. Weigand. 1977. A comparative view on trace elements and growth. Nutr. Metab. 21: 119-143.
Kitamura, S., K. Sumino, K. Hayakawa et T. Shibata. 1976. Dose-response relationship of methylmercury. *Dans* Effects and Dose-response Relationships of Toxic Metals. G.F. Nordberg (ed.). Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam, The Netherlands. pp. 262-272.
Konst, H., P.D. Mckercher, P.R. Gorham, A. Robertson et J. Howell. 1965. Symptoms and pathology produced by toxic *Microcystis aeruginosa* NRC-1 in laboratory and domestic animals. Can. J. Comp. Med. Vet. Sci. 29: 221-228.
Lillie, R.J., L.T. Frobish, N.C. Steele et G. Graber. 1977. Effect of dietary copper and tylosin and subsequent withdrawal on growth, hematology and tissue residues of growing-finishing pigs. J. Anim. Sci. 45: 100-107.
MacKenzie, R.D., R.V. Byerrum, C.F. Decker, C.A. Hoppert et R.F. Langham. 1958. Chronic toxicity studies. II. Hexavalent and trivalent chromium administered in drinking water to rats. AMA Arch. Ind. Health 18: 232-234.
March, B.E., R. Soong, E. Bilinski et R.E.E. Jonas. 1974. Effects on chickens of chronic exposure to mercury at low levels through dietary fish meal. Poult. Sci. 53: 2175-2181.
Marshall, W.K. et J.R. Roberts. 1979. Ecotoxicologie du chlorpyrifos. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16080. 250 pp.
Martin, L.J., H.C. Gibbs et J.W. Pullin. 1974. Gastrointestinal parasites of swine in Quebec. 1. An incidence survey. Can. Vet. J. 15: 72-76.
Miles, J.T., B.J. Demott, S.A. Hinton et M.J. Montgomery. 1971. Effect of feeding carbofuran on the physiology of the dairy cow and on pesticide residues in milk. J. Dairy Sci. 54: 478-480.
Miller, W.J., B. Lampp, G.W. Powell, C.A. Salott et D.M. Blackmon. 1967. Influence of a high level of dietary cadmium on cadmium content in milk, excretion, and cow performance. J. Dairy Sci. 50: 1404-1408.
NAS. 1971. Fluorides. Biologic Effects of Atmospheric Pollutants. National Academy of Sciences, Washington, D.C.
NAS. 1974. Nutrients and Toxic Substances in Water for Livestock and Poultry. National Academy of Sciences, Washington, D.C.
NAS. 1977. Copper. Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants. National Academy of Sciences, Washington, D.C.
NAS. 1980. Mineral Tolerance of Domestic Animals. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.
NAS NAE. 1973. Water Quality Criteria 1972. Report of the U.S. National Academy of Sciences and National Academy of Engineering. Funded by U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-R3-73-033.
NAS NRC. 1976. Nutrient Requirements for Beef Cattle. 5th edition. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.
Neathery, M.W. et W.J. Miller. 1977a. Tolerance levels, toxicity of essential trace elements for livestock and poultry. Part I. Cattle and sheep. Feedstuffs 49: 18-20.
Neathery, M.W. et W.J. Miller. 1977b. Tolerance levels, toxicity of essential trace elements for livestock and poultry. Part II. Swine and poultry. Feedstuffs 49: 22, 27-28.
Nielsen, F.H. et D.A. Ollerich. 1974. Nickel: a new essential trace element. Fed. Proc. Fed. Am. Soc. Exp. Biol. 33: 1767-1772.
Obel, A.-L. 1971. A literary review of bovine fluorosis. Acta Vet. Scand. 12: 151-163.
O'Dell, G.D., W.J. Miller, W.A. King, S.L. Moore et D.J. Blackmon. 1970. Nickel toxicity in the young bovine. J. Nutr. 100: 1447-1454.
Oldfield, J.E., W.H. Allaway, H.A. Laitinen, H.W. Lakin et O.H. Muth. 1974. Selenium. *Dans* Geochemistry and the Environment. Vol. 1. The Relation of Selected Trace Elements to Health and Disease. National Academy of Sciences, Washington, D.C. pp. 57-63.
Ontario Ministry of the Environment. 1984. Water Management. Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures of the Ministry of the Environment. Revised. Toronto, Ontario. 70 pp.
Osweiler, G.D. et L.P. Ruhr. 1978. Lead poisoning in feeder calves. J. Am. Vet. Med. Assoc. 172: 498-500.
Palmer, J.S., F.C. Wright et M. Haufler. 1973. Toxicologic and residual aspects of an alkyl mercury fungicide to cattle, sheep and turkeys. Clin. Toxicol. 6: 425-437.
Peoples, S.A. 1964. Arsenic toxicity in cattle. Ann. N.Y. Acad. Sci. 111: 644-649.
Pimentel, D. 1971. Ecological Effects of Pesticides on Non-target Species. Office of Science and Technology, Washington, D.C. 220 pp.

Poupoulis, C. et L.S. Jensen. 1976. Effect of high dietary copper on gizzard integrity of the chick. Poult. Sci. 55: 113-121.
Powell, G.W., W.J. Miller, J.D. Morton et C.M. Clifton. 1964. Influence of dietary cadmium level and supplemental zinc on cadmium toxicity in the bovine. J. Nutr. 84: 205-214.
Prior, M.G. 1976. Lead and mercury residues in kidney and liver of Canadian slaughter animals. Can. J. Comp. Med. 40: 9-11.
Rawson, D.S. et J.E. Moore. 1944. The saline lakes of Saskatchewan. Can. J. Res. Sect. D. 22: 141-201.
Reeder, S.W. 1983. Exposé préliminaire. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Reeder, S.W., A. Demayo et M.C. Taylor. 1983a. Le cadmium. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Reeder, S.W., A. Demayo et M.C. Taylor. 1983b. Le mercure. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Rehfeld, B.M., D.E. Pratt et M.L. Sunde. 1969. Effect of various levels of dietary malathion on performance of chicks. Poult. Sci. 48: 1718-1723.
Reid, D.F., W.M. Sackett et R.F. Spalding. 1977. Uranium and radium in livestock feed supplements. Health Phys. 32: 535-540.
Reynolds, P.J. 1976. Red cell stability in sheep fed a high Cu level. J. Anim. Sci. 42: 1585-1586.
Rodenburg, J. 1985. Water quality can affect production and health. Ontario Milk Producer 62(2): 12-14.
Rodenburg, J. 1986. Communication personnelle. Ontario Ministry of Agriculture and Food, Woodstock (Ontario).
Romoser, G.L., W.A. Dudley, L.J. Machlin et L. Loveless. 1961. Toxicity of vanadium and chromium for the growing chick. Poult. Sci. 40: 1171-1173.
Rose, D. et J.R. Marier. 1979. Le fluorure dans l'environnement, 1977. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16082. 175 pp.
Rutherford, A.A. 1970. Water Quality Survey of Saskatchewan Surface Waters. Saskatchewan Research Council, Saskatoon.
Said, A.N., P. Slagsvold, H. Bergh et B. Laksesvela. 1977. High fluorine water to wether sheep maintained in pens. Nord. Veterinaermed. 29: 172-180.
Santé et Bien-être social Canada. 1971. Une note sur le mercure. La Dépêche nº 15. Services éducatifs, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa.
Santé et Bien-être social Canada. 1979. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Approvisionnements et Services Canada, Hull. 82 pp.
Saskatchewan Agricultural Services Co-ordinating Committee. 1984. Guide to Farm Practice in Saskatchewan. University of Saskatchewan, Saskatoon.
Schroeder, H.A. et J.J. Balassa. 1967. Arsenic, germanium, tin and vanadium in mice: effects on growth, survival and tissue levels. J. Nutr. 92: 245-252.
Schroeder, H.A. et M. Mitchener. 1971. Toxic effects of trace elements on the reproduction of mice and rats. Arch. Environ. Health 23: 102-106.
Schroeder, H.A. et M. Mitchener. 1975a. Life-term studies in rats: Effects of aluminum, barium, beryllium, and tungsten. J. Nutr. 105: 421-427.
Schroeder, H.A. et M. Mitchener. 1975b. Life-term effects of mercury, methylmercury, and nine other trace metals on mice. J. Nutr. 105: 452-458.
Schroeder, H.A., W.H. Vinton, Jr. et J.J. Balassa. 1963. Effect of chromium, cadmium and other trace metals on the growth and survival of mice. J. Nutr. 80: 39-47.
Schroeder, H.A., J.J. Balassa et W.H. Vinton, Jr. 1964. Chromium, lead, cadmium, nickel and titanium in mice. Effect on mortality, tumors and tissue levels. J. Nutr. 83: 239-250.
Schroeder, H.A., J.J. Balassa et W.H. Vinton, Jr. 1965. Chromium, cadmium and lead in rats: effects on life span, tumors and tissue levels. J. Nutr. 86: 51-66.
Seerely, R.W., R.J. Emerick, L.B. Embry et O.E. Olson. 1965. Effect of nitrate or nitrite administered continuously in drinking water for swine and sheep. J. Anim. Sci. 24: 1014-1019.
Singer, R.H. 1976. Chronic lead poisoning in horses. *Dans* Proc. Annu. Meet. Am. Assoc. Vet. Lab. Diagn. Vol. 18. pp. 395-405.
Smith, B.P., G.L. Fisher, P.W. Poulos, Jr. et M.R. Irwin. 1975. Abnormal bone development and lameness associated with secondary copper deficiency in young cattle. J. Am. Vet. Med. Assoc. 166: 682-688.
Smith, H.A., T.C. Jones et R.D. Hunt. 1974. Veterinary Pathology. 4th edition. Lea and Febiger, Philadelphia, Pennsylvania. 1521 pp.
Supplee, W.C. 1961. Production of zinc deficiency in turkey poults by dietary cadmium. Poult. Sci. 40: 827-828.
Swain, L. 1986. Communication personnelle. Water Management Branch, British Columbia Ministry of the Environment, Victoria (Colombie-Britannique).
Taylor, M.C. et A. Demayo. 1980. Zinc. *Dans* Guidelines for Surface Water Quality. Vol. 1. Inorganic Chemical Substances. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Taylor, M.C., S.W. Reeder et A. Demayo. 1982. Le chrome. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Taylor, M.C., A. Demayo et S.W. Reeder. 1983. Le nickel. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Thaxton, P., W.P. Yomshomis et G.R. Baughman. 1975. Synergistic relationship of temperature, air velocity and mercury in the chicken. J. Appl. Physiol. 38: 969-973.
Underwood, E.J. 1976. Mineral imbalances in farm animals and their study and diagnosis with isotopic tracers. At. Energy Rev. 14: 591-619.
Underwood, E.J. 1977. Trace Elements in Human and Animal Nutrition. 4th edition. Academic Press, Inc., New York. 545 pp.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Copper. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-036.
Valdivia, R., C.B. Ammerman, C.J. Wilcox et P.R. Henry. 1978. Effect of dietary aluminum on animal performance and tissue mineral levels in growing steers. J. Anim. Sci. 47: 1351-1356.
van Zinderen Bakker, E.M. et J.F. Jaworski. 1981. Effets du vanadium dans l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18133. 92 pp.
Weber, C.W. et B.L. Reid. 1968. Nickel toxicity in growing chicks. J. Nutr. 95: 612-616.
Weber, J.B. 1977. The pesticide scorecard. Environ. Sci. Technol. 11: 756-761.
Weed Science Society of America. 1979. Herbicide Handbook. 4th edition. Champaign, Illinois. 479 pp.
Weed Science Society of America. 1983. Herbicide Handbook. 5th edition. Champaign, Illinois. 515 pp.
Weeth, H.J. et J.E. Hunter. 1971. Drinking of sulfate-water by cattle. J. Anim. Sci. 32: 277-281.
Williamson, D.A. 1983. Surface Water Quality Management Proposal. Vol. 1. Surface Water Quality Objectives. Manitoba Dep. of Environment and Workplace Safety and Health, Winnipeg, Manitoba. Water Standards and Studies Rep. No. 83-2.

5.0 APPROVISIONNEMENT EN EAU INDUSTRIELLE

Table des matières

		Page
5.0	APPROVISIONNEMENT EN EAU INDUSTRIELLE	5–1
5.1	INTRODUCTION	5–1
5.2	PRINCIPALES UTILISATIONS D'EAU DANS LES INDUSTRIES CANADIENNES	5–1
5.3	TRAITEMENT DES EAUX INDUSTRIELLES	5–1
5.4	UTILISATIONS GENERALES	5–2
5.4.1	Chauffage	5–2
5.4.2	Refroidissement	5–3
5.4.2.1	Systèmes à passage unique	5–3
5.4.2.2	Systèmes à recirculation	5–3
5.4.3	Problèmes des systèmes de refroidissement	5–4
5.5	UTILISATIONS EXIGEANT DES EAUX DE QUALITE PARTICULIERE	5–8
5.5.1	Production d'électricité d'origine thermique	5–8
5.5.2	Industrie du fer et de l'acier	5–9
5.5.3	Industrie des pâtes et papiers	5–9
5.5.3.1	Dureté	5–10
5.5.3.2	Matières en suspension	5–11
5.5.3.3	Turbidité	5–11
5.5.3.4	Couleur	5–11
5.5.3.5	Fer	5–11
5.5.3.6	Manganèse	5–11
5.5.3.7	Dioxyde de carbone	5–12
5.5.3.8	pH	5–12
5.5.3.9	Autres paramètres de qualité	5–12
5.5.4	Industrie pétrolière	5–12
5.5.5	Industrie des aliments et des boissons	5–12
5.5.5.1	Boissons carbonatées	5–13
5.5.5.2	Brasseries	5–13
5.5.5.3	Laiteries	5–14
5.5.5.4	Confiseries	5–14
5.5.5.5	Raffineries de sucre	5–14
5.5.5.6	Conserveries	5–14
5.5.5.7	Boulangeries	5–14
5.5.5.8	Distilleries	5–15
5.5.5.9	Usines de transformation des viandes	5–15
5.5.5.10	Raffineries d'huiles comestibles	5–15
5.5.5.11	Production de fécule et de sirop de maïs	5–15
5.5.5.12	Production de glace	5–15
5.5.6	Industries chimiques et industries assimilées	5–15
5.5.7	Industrie textile	5–16
5.5.8	Industrie des peaux et du tannage	5–17
5.6	BIBLIOGRAPHIE	5–18

Liste des tableaux

Tableau		*Page*
5-1	Approvisionnement en eau des industries manufacturières selon l'utilisation, 1981	5–2
5-2	Approvisionnement en eau des industries manufacturières par type de traitement, 1981	5–2
5-3	Recommandations pour la qualité de l'eau pour la production de vapeur. I. Chaudières industrielles à tubes d'eau avec surchauffeur, entraîneurs de turbines ou restriction de fabrication	5–4
5-4	Recommandations pour la qualité de l'eau pour la production de vapeur. II. Chaudières industrielles à tubes d'eau sans surchauffeur, entraîneur de turbines ou restriction de fabrication	5–5
5-5	Recommandations pour la qualité de l'eau pour la production de vapeur. III. Chaudières industrielles à tubes de fumée sans surchauffeur, entraîneur de turbines ou restriction de fabrication	5–5
5-6	Recommandations pour la qualité de l'eau pour la production de vapeur. IV. Chaudières industrielles à tubes d'eau en serpentin	5–6
5-7	Effets de certains paramètres de qualité de l'eau sur les appareils de chauffage	5–7
5-8	Recommandations pour la qualité de l'eau des systèmes de refroidissement à passage unique et de l'eau d'appoint des systèmes à recirculation	5–8
5-9	Recommandations pour la qualité de l'eau pour les tours de refroidissement	5–8
5-10	Recommandations pour la qualité de l'eau pour les centrales thermoélectriques	5–9
5-11	Recommandations pour la qualité de l'eau pour l'industrie du fer et de l'acier	5–10
5-12	Effets des paramètres de qualité de l'eau dans l'industrie des pâtes et papiers	5–10
5-13	Recommandations pour la qualité de l'eau pour l'industrie des pâtes et papiers	5–11
5-14	Recommandations pour la qualité de l'eau pour l'industrie pétrolière	5–12
5-15	Recommandations pour la qualité de l'eau pour l'industrie des aliments et des boissons	5–13
5-16	Recommandations pour la qualité de l'eau pour les industries chimiques et assimilées	5–16
5-17	Recommandations pour la qualité de l'eau pour l'industrie textile	5–17
5-18	Recommandations pour la qualité de l'eau pour l'industrie des peaux et du tannage	5–17

5.0 APPROVISIONNEMENT EN EAU INDUSTRIELLE

5.1 INTRODUCTION

La plupart des activités industrielles exigent un approvisionnement adéquate en eau et il est rare que celle-ci puisse être extraite directement des cours d'eau, des lacs ou des puits et utilisée sans traitement. La qualité de l'eau peut influer sur le produit et causer des taches, de la corrosion, de la contamination, des réactions chimiques ou une décomposition biologique. Elle peut également nuire au matériel du fait de la corrosion, de la formation de tartre ou de l'érosion, et à l'efficacité de l'usine du fait de la tuberculisation, de la formation de boues, de tartre ou de mousse, ou des croissances biologiques (Hart 1974).

Les exigences de qualité varient beaucoup selon les secteurs industriels du Canada en raison du grand nombre d'utilisations de ces eaux dans l'industrie. Dans un secteur particulier, il peut y avoir différents usages exigeant tous des eaux de qualité différente. Par exemple, l'eau pour les chaudières, la fabrication, le refroidissement ou le nettoyage de l'usine exige souvent une qualité spécifique.

Le but de ce chapitre est de: (1) fournir des renseignements sur les effets principaux des différents paramètres de qualité de l'eau pour les divers usages industriels; et (2) proposer des recommandations sur la qualité de l'eau applicables à un certain nombre d'industries canadiennes. Ces renseignements devraient nous donner une meilleure compréhension des besoins industriels en matière de qualité de l'eau, et des types d'eau exigeant le minimum de prétraitement pour répondre à ces besoins.

La discussion sur les exigences de qualité de différentes industries canadiennes a été divisée en deux parties. La première donne les exigences de qualité pour les utilisations générales applicables à la majorité des secteurs industriels. On y traite spécifiquement de deux utilisations: le chauffage et la production de vapeur, puis le refroidissement par passage unique ou par recirculation.

La deuxième partie traite de la qualité de l'eau utilisée dans différentes industries. Celles-ci ont été choisies parce qu'elles consomment des quantités d'eau relativement grandes et sont situées partout au Canada. Par conséquent, elles utilisent une large gamme d'eaux de différentes qualités.

Nous avons utilisé les groupements industriels suivants:

- Chauffage et refroidissement
- Electricité d'origine thermique
- Industrie du fer et de l'acier
- Industrie des pâtes et papiers
- Industrie pétrolière
- Industrie des aliments et des boissons
- Industries chimiques et industries assimilées
- Industrie textile
- Industrie des peaux et du tannage

Bien que cette classification ne couvre pas tous les utilisateurs d'eau industrielle au Canada, puisqu'on n'y trouve pas des secteurs comme l'exploitation minière, l'électroplacage, la photographie et la fabrication des composants électroniques, elle tient compte néanmoins des plus grands consommateurs d'eau industrielle.

On trouvera sous forme de tableaux les exigences concernant la qualité de l'eau, extraites de la documentation technique ou scientifique ou fournies par les industries elles-mêmes. On trouvera également de courtes justifications ou explications sur les raisons pour lesquelles on insiste sur certains paramètres ou pour lesquelles on propose des recommandations particulières.

5.2 PRINCIPALES UTILISATIONS D'EAU DANS LES INDUSTRIES CANADIENNES

Selon des données de 1981, 11 industries canadiennes, telles qu'elles sont définies dans la Classification type des industries de Statistique Canada (1980), ont enregistré une consommation totale d'eau de 9936×10^6 m^3 (tableau 5-1). De ce total, 63 % sont utilisés pour le refroidissement, la condensation et la production de vapeur, 35 % pour la fabrication et 2 % pour des besoins sanitaires ou autres (Tate et Scharf 1985). Le refroidissement, la condensation et la production de vapeur représentaient la plus grande partie de l'eau industrielle dans 9 des 11 industries étudiées. Le secteur canadien qui consomme la plus grande quantité d'eau, celui des pâtes et papiers, utilise la plus grande partie de ses eaux neuves pour la fabrication (22 % de l'apport total des industries) (Tate et Scharf 1985).

5.3 TRAITEMENT DES EAUX INDUSTRIELLES

Certaines industries peuvent utiliser l'approvisionnement normal en eau potable sans traitement au préalable; toutefois, de nombreuses autres doivent puiser dans des cours d'eau, des lacs, des nappes souterraines ou des estuaires dont l'eau exige habituellement une forme de prétraitement. Il y a des industries qui ont des exigences de qualite tellement strictes qu'elles doivent également procéder à un traitement de l'eau potable. Sur cet approvisionnement total de 9936×10^6 m^3, en 1981, au Canada, 89 % venaient de sources privées d'eau douce de surface, 7 % de services publics de distribution d'eau, 3 % de sources privées d'eau saumâtre et moins de 1 % de sources privées d'eau souterraine (Tate et Scharf 1985).

Les techniques de traitement des eaux ont été perfectionnées au point où toute eau de qualité raisonnable peut être portée au niveau voulu de qualité pour l'utilisation industrielle. Des exemples de traitement de l'eau pour divers groupes industriels au Canada figurent au tableau 5-2. En utilisant des données de 1981, on a pu établir que les techniques de traitement les plus fréquemment utilisées pour l'eau étaient le dégrillage (46 %), la chloration et la désinfection (27 %) puis la filtration (11 %) (Tate et Scharf 1985). Bien que certaines méthodes de traitement soient assez coûteuses, le coût n'est généralement pas un facteur économique critique comparé au prix de la main-d'oeuvre, à l'emplacement des marchés, aux frais de commercialisation et au prix des autres matières premières.

La plupart des industries reconnaissent l'importance de la quantité et de la qualité de l'eau brute. La réutilisation de l'eau, qui conduit à une diminution du traitement et à une réduction

Tableau 5-1. Approvisionnement en eau des industries manufacturières selon l'utilisation, 1981

Groupes d'industries	Approvisionnement en eau (10^6 m^3)				
	Fabrication	Refroidissement, condensation et production de vapeur	Sanitaires	Autres	Total
Aliments et boissons	129	260	36	5	430
Caoutchouc et matières plastiques	19	32	3	—	54
Textile	46	76	2	—	124
Bois	20	48	5	—	73
Papier et produits connexes	2188	658	43	10	2899
Métaux primaires	711	1943	54	11	2719
Fabrication du métal	16	12	2	—	30
Matériel de transport	48	52	7	2	109
Produits minéraux non métalliques	19	58	3	2	82
Produits du pétrole et du charbon	38	516	3	6	563
Produits chimiques et produits connexes	195	2614	31	13	2853
Total	3429	6269	189	49	9936

Remarque: Les tirets (—) correspondent à des quantités négligeables.
Les données ayant été arrondies, leur somme peut ne pas correspondre aux totaux indiqués.

Source: Tate et Scharf 1985.

Tableau 5-2. Approvisionnement en eau des industries manufacturières par type de traitement, 1981

Groupes d'industries	Approvisionnement en eau (10^6 m^3)							
	Filtration	Chloration et désinfection	Contrôle de la corrosion et du limonage	Dégrillage	Contrôle de la dureté et de l'alcalinité	Autres[a]	Traitement total	Alimentation totale
Aliments et boissons	48	107	16	43	22	6	242	430
Caoutchouc et matières plastiques	1	3	1	6	4	—	15	54
Textile	21	38	7	57	15	1	139	124
Bois	5	1	—	29	2	—	37	73
Papier et produits connexes	1027	871	151	1374	209	131	3 763	2899
Métaux primaires	145	1121	672	1714	24	288	3 964	2719
Fabrication du métal	3	—	—	1	1	—	5	30
Matériel de transport	—	5	1	52	2	—	60	109
Produits minéraux non métalliques	1	8	1	28	1	—	39	82
Produits du pétrole et du charbon	25	155	120	459	36	38	833	563
Produits chimiques et produits connexes	143	1065	63	2008	86	29	3 394	2853
Totaux de traitement	1420	3374	1032	5762	403	493	12 491	9936

Remarque: Les tirets (—) correspondent à des quantités négligeables.
Les données ayant été arrondies, leur somme peut ne pas correspondre aux totaux indiqués.

[a] Y compris les traitements, comme la déchloration et la distillation, difficiles à classer.

Source: Tate et Scharf 1985.

des besoins, est pratiquée par un nombre croissant d'industries.

5.4 UTILISATIONS GENERALES

5.4.1 Chauffage

Le fonctionnement efficace des systèmes de chauffage exige que les surfaces de transfert de la chaleur soient dépourvues de corrosion, de tartre et d'encrassement biologique. La qualité de l'eau nécessaire pour la production d'eau chaude ou de vapeur dépend de la pression de vapeur saturante dans le collecteur et du type de générateur de vapeur, car la pression de fonctionnement est le principal facteur dans la détermination de la qualité chimique de l'eau, des cycles normaux d'approvisionnement en eau, de la volatilité de la silice et de la tendance au primage. La différence de densité entre la vapeur et l'eau diminue avec l'augmentation de la pression et de la température; par conséquent, il est de plus en plus difficile de séparer complètement les phases dans le collecteur de la chaudière. Il est nécessaire de maintenir de plus faibles concentrations d'eau dans la chaudière pour obtenir le degré voulu de pureté, du fait que la tendance au primage est supérieure aux pressions de fonctionnement plus élevées (Simon et Fynsk 1980).

Le principal paramètre chimique qui influe sur la pureté de la vapeur est la teneur de l'eau en matières solides dissoutes totales; dans les effets de ce paramètre, il faut inclure des facteurs qui modifient la tension superficielle, comme la présence d'alcalinité et de composés organiques ou de substances huileuses. Elle inhibe l'aptitude des bulles de vapeur à

se rompre facilement au niveau du collecteur, ce qui favorise l'entraînement de gouttelettes d'eau dans la vapeur. Ce genre de primage mécanique prédomine aux pressions de fonctionnement inférieures à 6,80 MPa. Il importe donc d'éviter l'entraînement des matières solides dissoutes qui nuiraient à l'utilisation ultérieure de la vapeur (Simon et Fynsk 1980).

Certains produits chimiques sont entraînés dans la vapeur par volatilisation, notamment lorsque la pression et la température de fonctionnement s'élèvent. La silice est particulièrement importante. La volatilisation de la silice commence à être notable aux pressions de fonctionnement supérieures à 4,14 MPa. Les silicates ne devraient pas précipiter dans le générateur de vapeur si la teneur en hydroxyde est toujours suffisante dans l'eau de la chaudière (Simon et Fynsk 1980).

Les recommandations pour les générateurs de vapeur de conception courante figurent aux tableaux 5-3 à 5-6. Ces générateurs ont des flux de chaleur localement élevés pouvant atteindre 473,2 kW·m $^{-2}$ (150 000 BTU·h $^{-1}$·pi $^{-2}$), une circulation pouvant être incertaine en raison de limitations physiques des collecteurs de vapeur de diamètre relativement petit et de chaudières de petite taille. Sur les générateurs plus anciens, qui n'avaient pas de telles limitations, il était souvent possible d'utiliser de l'eau de qualité inférieure. Les exceptions sont indiquées dans les notes qui accompagnent les tableaux. Les recommandations s'appliquent également aux générateurs de vapeur en continu ou en régime relativement permanent. Les conditions particulières de fonctionnement telles que le démarrage, l'arrêt, les charges oscillantes à variations soudaines ou le fonctionnement initial des nouvelles chaudières, peuvent exiger l'utilisation d'eau de meilleure qualité (American Society of Mechanical Engineers 1979).

Le tableau 5-7 résume les paramètres de qualité de l'eau qui sont importants et les difficultés qui peuvent en résulter lorsque l'eau est utilisée pour le chauffage. Dans bien des industries, il y a une relation étroite entre la fabrication qui consomme de la vapeur ou le produit à chauffer, et les types de chaudière ou de générateur de vapeur utilisés. Par conséquent, il est parfois difficile de séparer les exigences de qualité de l'eau pour l'appareillage de chauffage utilisé et celles nécessaires pour les fabrications qui consomment de la vapeur.

5.4.2 Refroidissement

Les systèmes de refroidissement à eau sont des échangeurs de chaleur qui servent à éliminer une partie de la chaleur des fluides utilisés. Ces systèmes peuvent être soit à passage unique soit à recirculation.

5.4.2.1 Systèmes à passage unique

Bien que les problèmes de qualité de l'eau dans les systèmes à passage unique soient similaires à ceux des systèmes à recirculation, ils diffèrent quant à leur gravité et au type de traitement. La teneur de l'eau en matières dissoutes ne change pas de façon significative, car l'évaporation dans le système est limitée. Etant donné que l'élévation de température de l'eau est faible dans la plupart des échangeurs de chaleur à passage unique, les problèmes d'entartrage sont légers. Par contre, l'encrassement peut être important, même avec une eau présentant une faible turbidité, étant donné les grandes quantités d'eau utilisées (Krisher 1978).

Les systèmes à passage unique sont souvent fabriqués avec des métaux résistant à la corrosion tels que les alliages d'aluminium, l'acier inoxydable ou le titane. Même si ces systèmes sont coûteux au départ, leur résistance intrinsèque à la corrosion peut se révéler rentable, étant donné qu'on pourra alors se contenter d'un traitement minime de l'eau de refroidissement. Pour les échangeurs de chaleur en acier doux, par contre, le traitement de l'eau nécessaire pour éviter la corrosion dans les systèmes à passage unique est très coûteux (Krisher 1978).

Les autres problèmes importants des systèmes de refroidissement à passage unique résultent habituellement du dépôt des matières en suspension comme les boues, les argiles, le sable, les produits de corrosion, l'aluminium, les débris microbiologiques, les produits venant de fuites, et les autres matières en suspension transportées par l'eau de refroidissement. Ces substances peuvent nuire au transfert de chaleur et entraîner de la corrosion sous les dépôts, en raison de la formation de cellules de concentrations différentielles. Il peut également se déposer du tartre sur les surfaces de transfert de la chaleur lorsque l'on dépasse la température de solubilité du carbonate de calcium en raison de surchauffe locale.

L'encrassement biologique est dû à l'adhérence de macroorganismes et de microorganismes sur les surfaces. Un film bactérien qui a fixé de la boue et d'autres substances particulières et atteint une épaisseur de 25 µm seulement pourra retarder jusqu'à 10 % le transfert de chaleur. Les films bactériens d'une épaisseur supérieure à 100 µm (visibles à l'oeil nu) réduiront l'efficacité du transfert de chaleur d'au moins 50 %. L'absence de mesures de lutte microbiologique permettra la multiplication de bactéries corrosives. Pour empêcher la formation de biofilms, il est nécessaire d'avoir un programme d'utilisation de biocide (Krisher 1978).

5.4.2.2 Systèmes à recirculation

Il y a deux types de système à recirculation: les systèmes fermés et les systèmes semi-fermés. Dans un système fermé, l'eau de refroidissement est contenue dans les canalisations et les échangeurs de chaleur. La chaleur absorbée est généralement dissipée par refroidissement par air (Krisher 1978).

Les exemples les plus courants de systèmes de refroidissement fermés sont les appareils de réfrigération, les générateurs d'électricité et les systèmes de refroidissement de l'eau. Ils sont pratiquements scellés. En dehors des fuites, on ne perd pas d'eau de recirculation et il n'est donc pas nécessaire d'ajouter beaucoup d'eau neuve. D'une façon générale, la teneur en matières solides dissoutes reste à peu près constante puisqu'il n'y a pratiquement pas d'évaporation (Krisher 1978).

Dans un système de refroidissement semi-fermé, l'eau se trouve dans les canalisations et dans les échangeurs de chaleur, sauf au niveau de la tour de refroidissement, où l'eau est pulvérisée sur des plaques. Dans un tel système, on purge continuellement de 5 à 10 % du débit d'eau, ce qui fait qu'il faut ajouter de l'eau pour compenser cette purge plus l'évapora-

Tableau 5-3. Recommandations pour la qualité de l'eau pour la production de vapeur. I. Chaudières industrielles à tubes d'eau avec surchauffeur, entraîneurs de turbines ou restriction de fabrication

Pression de fonctionnement du collecteur (MPa)[a]	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)							
	0-2,07	2,08-3,10	3,11-4,14	4,15-5,17	5,18-6,21	6,22-6,89	6,90-10,34	10,35-13,7
Eau d'alimentation[b]								
Oxygène dissous mesuré avant l'addition d'anti-oxygène[c]	<0,04	<0,04	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007	<0,007
Fer total	≤0,100	≤0,050	≤0,030	≤0,025	≤0,020	≤0,020	≤0,010	≤0,010
Cuivre total	≤0,050	≤0,025	≤0,020	≤0,020	≤0,015	≤0,015	≤0,010	≤0,010
Dureté totale	≤0,300	≤0,300	≤0,200	≤0,200	≤0,100	≤0,050	ND	ND
pH (25 °C)	7,5-10,0	7,5-10,0	7,5-10,0	7,5-10,0	7,5-10,0	8,5-9,5	9,0-9,6	9,0-9,6
Produits chimiques pour la protection de l'équipement en amont de la chaudière	—	—	—	—	—	N'utiliser que des produits alcalins volatils		
COT non volatil[d]	<1	<1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,2	<0,2	<0,2
Matières huileuses	<1	<1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,2	<0,2	<0,2
Eau de la chaudière								
Silice	≤150	≤90	≤40	≤30	≤20	≤8	≤2	≤1
Alcalinité totale (en $CaCO_3$)	<350[e]	<300[e]	<250[e]	<200[e]	<150[e]	<100[e]	NS[f,g]	NS[f]
Alcalinité de l'hydroxyde libre (en $CaCO_3$)[h]	NS	NS	NS	NS	NS	NS	ND[f,i]	ND[f]
Conductivité spécifique ($\mu S.cm^{-1}$) à 25 °C sans neutralisation	<3500[j]	<3000[j]	<2500[j]	<2000[j]	<1500[j]	<1000[j]	≤150	≤100

Remarque: Type de chaudière: industrielle à tubes d'eau, de haut rendement, au combustible primaire, à collecteur.
Pourcentage de l'eau d'appoint: jusqu'à 100 % de l'eau d'alimentation.
Conditions: avec surchauffeur, entraîneurs de turbines ou restriction de fabrication pour la pureté de la vapeur.
Objectif de pureté de la vapeur saturée: on ne donne pas de valeurs, car la pureté de la vapeur obtenue dépend de nombreux facteurs, notamment l'alcalinité totale de l'eau de la chaudière et la conductivité spécifique, ainsi que de la conception de la chaudière et du collecteur, et des conditions de fonctionnement (notes h et j). Vu que les chaudières de cette catégorie exigent une pureté de vapeur relativement élevée, les autres paramètres doivent être fixés aussi bas que nécessaire pour parvenir au degré de pureté qui protégera les surchauffeurs et les turbines, et évitera la contamination de la fabrication.

[a] Flux de chaleur locaux inférieurs à 473,2 $kW \cdot m^{-2}$, utiliser les valeurs de la gamme de pressions suivante.

[b] Les chaudières à moins de 6,21 MPa avec grandes chambres de combustion, grand espace de libération de la vapeur et traitement interne avec des chélateurs, des polymères et/ou des antimoussants peuvent parfois tolérer des concentrations plus élevées d'impuretés dans l'eau d'alimentation que celles qui figurent dans le tableau et parvenir tout de même à une limitation satisfaisante des dépôts et une bonne pureté de la vapeur. L'élimination des impuretés par prétraitement externe est toujours préférable. Les solutions de remplacement doivent être examinées individuellement, des points de vue pratique et économique.

[c] Les valeurs du tableau supposent la présence d'un dégazeur.

[d] COT = Carbone organique total. La partie non volatile est celle qui n'est pas ajoutée intentionnellement pour le traitement de l'eau.

[e] Alcalinité maximale totale permettant d'avoir une pureté acceptable de la vapeur. Si nécessaire ce paramètre peut supplanter la conductivité pour le contrôle de la purge. Si l'eau d'appoint est déminéralisée à 4,14-6,80 MPa, l'alcalinité et la conductivité de l'eau de la chaudière devraient être prises dans la colonne 6,90-10,34 MPa.

[f] Alcalinité provenant de l'hydroxyde de potassium ou de sodium libre. Il existera une petite quantité, variable, d'alcalinité totale, qui pourra être mesurée, après le traitement normal à ces hautes pressions pour ajuster le pH, limiter la teneur en phosphate et éliminer les produits volatils.

[g] NS = non specifié.

[h] Le niveau minimal de l'alcalinité due à OH^-, dans les chaudières à moins de 6,21 MPa, doit être fixé en fonction de la solubilité de la silice et d'autres éléments du traitement interne.

[i] ND = non décelable.

[j] Valeurs maximales souvent impossibles à atteindre sans dépasser le maximum donné pour l'alcalinité totale, notamment dans les chaudières à moins de 6,21 MPa avec 20 % d'eau d'appoint dont l'alcalinité totale est 20 % des MDT présentes naturellement ou après traitement à la chaux, ou après adoucissement par échange d'ions. Les valeurs permises de la conductivité nécessaire pour parvenir au degré prévu de pureté de la vapeur doivent être fixées dans chaque cas par des mesures précises de la pureté de la vapeur. La relation entre la conductance et la pureté de la vapeur est modifiée par trop de variables pour être facilement réduite à une simple liste de valeurs.

Source: American Society of Mechanical Engineers 1979.

tion. Si l'on ne faisait pas cela, la teneur en sels minéraux augmenterait constamment en raison de l'évaporation (Kerr 1986).

5.4.3 Problèmes des systèmes de refroidissement

Les problèmes les plus sérieux des systèmes de refroidissement sont la corrosion et l'encrassement par les produits de corrosion qui forment des dépôts dans les échangeurs de chaleur et les canalisations (Krisher 1978).

Les problèmes des systèmes de refroidissement sont de gravité variable et dépendent de l'eau utilisée et des matériaux avec lesquels elle entre en contact. Ils surgissent principalement dans les échangeurs de chaleur, mais également dans les autres parties du système avec lesquels l'eau de refroidissement entre en contact (Krisher 1978).

Tableau 5-4. Recommandations pour la qualité de l'eau pour la production de vapeur. II. Chaudières industrielles à tubes d'eau sans surchauffeur, entraineur de turbines ou restriction de fabrication

Pression de fonctionnement du collecteur (MPa)[a]	Concentration (mg·L $^{-1}$)	
	0-2,07	2,08-3,10
Eau d'alimentation[a]		
Oxygène dissous mesuré avant l'addition d'anti-oxygène chimique[b]	<0,04	<0,04
Oxygène dissous mesuré après l'addition d'anti-oxygène chimique[c]	<0,007	<0,007
Fer total	<0,10	<0,050
Cuivre total	<0,05	<0,025
Dureté totale (en $CaCO_3$)	<0,5	<0,3
pH (25 °C)	7,0-10,5	7,0-10,5
COT non volatil[d]	<1	<1
Matières huileuses	<1	<1
Eau de la chaudière		
Silice	<150	<90
Alcalinité totale (en $CaCO_3$)	<1000[e]	<850[e]
Alcalinité de l'hydroxyde libre (en $CaCO_3$)[f]	NS[g]	NS
Conductivité spécifique (µS·cm $^{-1}$) à 25 °C sans neutralisation	<8000[e]	<6500[e]

Remarque: Type de chaudière: industrielle à tubes d'eau, de haut rendement, au combustible primaire, à collecteur.
Pourcentage de l'eau d'appoint: jusqu'à 100 % de l'eau d'alimentation.
Conditions: pas de surchauffeur, d'entraineur de turbine ou de restriction de fabrication pour la pureté de la vapeur.
Objectif de pureté de la vapeur saturée: maximum 1,0 mg·L $^{-1}$ de MDT. La valeur cible représente la pureté de vapeur que l'on devrait obtenir en maintenant les autres paramètres dans les limites fixées au tableau. Cette valeur cible ne doit pas être considérée comme une garantie de performance de la chaudière. MDT = Matières solides dissoutes totales.

[a] Les chaudières avec grandes chambres de combustion, grand espace de libération de vapeur et traitement interne avec des chélateurs, des polymères et ou des antimoussants peuvent souvent tolérer des concentrations plus élevées d'impuretés dans l'eau d'alimentation que celles qui figurent dans le tableau et parvenir tout de même à une limitation des dépôts et une bonne pureté de la vapeur. L'élimination des impuretés par prétraitement externe est toujours préférable. Les solutions de remplacement doivent être examinées individuellement, des points de vue pratique et économique. Dans ce type de chaudière on utilise couramment un traitement interne avec des agents dispersants et antimoussants de sorte que l'on peut tolérer une eau d'alimentation plus dure que pour les chaudières visées au tableau 5-3.

[b] Les valeurs du tableau supposent la présence d'un dégazeur.

[c] Il faut toujours un dégazeur chimique, mais plus encore lorsqu'il n'y a pas de dégazeur mécanique ou que celui-ci est inefficace.

[d] COT = Carbone organique total. La partie non volatile est celle qui n'est pas ajoutée intentionnellement pour le traitement de l'eau.

[e] Alcalinité et conductance permettant d'atteindre la pureté cible de la vapeur. Des limites pratiques, supérieures ou inférieures à celles du tableau, peuvent être fixées en fonction de mesures précises de la pureté de la vapeur.

[f] Le niveau minimal de l'alcalinité due à OH^- doit être fixé en fonction de la solubilité de la silice et d'autres éléments du traitement interne.

[g] NS = non spécifié.

Source: American Society of Mechanical Engineers 1979.

Tableau 5-5. Recommandations pour la qualité de l'eau pour la production de vapeur. III. Chaudières industrielles à tubes de fumée sans surchauffeur, entraineur de turbines ou restriction de fabrication

Pression de fonctionnement du collecteur (MPa)	Concentration (mg·L $^{-1}$)
	0-2,07
Eau d'alimentation[a]	
Oxygène dissous mesuré avant l'addition d'anti-oxygène chimique[b]	<0,04
Oxygène dissous mesuré après l'addition d'anti-oxygène chimique[c]	<0,007
Fer total	<0,10
Cuivre total	<0,05
Dureté totale (en $CaCO_3$)	<1,0
pH (25 °C)	7,0-10,5
COT non volatil[d]	<10
Matières huileuses	<1
Eau de la chaudière	
Silice	<150
Alcalinité totale (en $CaCO_3$)	<700[e]
Alcalinité de l'hydroxyde libre (en $CaCO_3$)[f]	NS[g]
Conductivité spécifique (µS.cm $^{-1}$) à 25 °C sans neutralisation	<7000[e]

Remarque: Type de chaudière: industrielle à tubes de fumée, de haut rendement, au combustible primaire.
Pourcentage de l'eau d'appoint: jusqu'à 100 % de l'eau d'alimentation.
Conditions: pas de surchauffeur, d'entraineur de turbine ou de restriction de fabrication pour la pureté de la vapeur.
Objectif de pureté de la vapeur saturée: maximum 1,0 mg·L $^{-1}$ de MDT. La valeur cible représente la pureté de vapeur que l'on devrait obtenir en maintenant les autres paramètres dans les limites fixées au tableau. Cette valeur cible ne doit pas être considérée comme une garantie de performance de la chaudière. MDT = Matières solides dissoutes totales.

[a] Les chaudières de conception classique, avec grandes chambres de combustion à tubes de fumée comportant un grand espace de traitement interne avec des chélateurs, des polymères et ou des antimoussants peuvent souvent tolérer des concentrations plus élevées d'impuretés dans l'eau d'alimentation que celles qui figurent dans le tableau (0,5 mg·L $^{-1}$ de Fe, 0,2 mg·L $^{-1}$ de Cu, 10 mg·L $^{-1}$ de dureté totale) et parvenir tout de même à une limitation des dépôts et à une bonne pureté de la vapeur. L'élimination de ces impuretés par prétraitement externe est toujours préférable. Les solutions de remplacement doivent être examinées individuellement, des points de vue pratique et économique.

[b] Les valeurs du tableau supposent la présence d'un dégazeur.

[c] Il faut toujours un dégazeur chimique, mais plus encore lorsqu'il n'y a pas de dégazeur mécanique ou que celui-ci est inefficace.

[d] COT = Carbone organique total. La partie non volatile est celle qui n'est pas ajoutée intentionnellement pour le traitement de l'eau.

[e] Alcalinité et conductance permettant d'atteindre la pureté cible de la vapeur. Des limites pratiques, supérieures ou inférieures à celles du tableau, peuvent être fixées en fonction de mesures précises de la pureté de la vapeur.

[f] Le niveau minimal de l'alcalinité due à OH^- doit être fixé en fonction de la solubilité de la silice et d'autres éléments du traitement interne.

[g] NS = non spécifié.

Source: American Society of Mechanical Engineers 1979.

Les dépôts sont habituellement de deux types: l'encrassement et l'entartrage. L'encrassement provient de l'accumulation de matières en suspension sur les surfaces des échangeurs de chaleur. Il contribue à la détérioration du matériel et nuit au transfert de chaleur. Le tartre est un revêtement dense de matières surtout minérales qui provient de la sur-

Tableau 5-6. Recommandations pour la qualité de l'eau pour la production de vapeur. IV. Chaudières industrielles à tubes d'eau en serpentin

Pression de fonctionnement du collecteur (MPa)	Concentration (mg·L^{-1})				
	0-2,07	2,08-3,10	3,11-4,14	4,15-6,21[a]	≥6,22[a]
Objectifs de pureté de la vapeur[b]					
Conductivité spécifique à 25 °C (µS·cm^{-1})	≤50	≤24	≤20	≤0,5	≤0,2
Matières solides dissoutes	≤25	≤12	≤10	≤0,25	≤0,1
Silice	—	—	—	≤0,003	≤0,002
Eau d'alimentation[c]					
Oxygène dissous mesuré avant l'addition d'anti-oxygène chimique[d]	<0,2	<0,2	<0,2	<0,007	<0,007
Oxygène dissous mesuré après l'addition d'anti-oxygène chimique[e]	<0,007	<0,007	<0,007	<0,003	<0,003
Fer total	<1,0	<0,3	<0,1	≤0,05	≤0,02
Cuivre total	<0,1	<0,05	<0,03	≤0,02	≤0,02
Dureté totale (en $CaCO_3$)	<1,0	<0,7	<0,5	ND[f]	ND
pH (25 °C)	9,0-9,5	9,0-9,5	8,8-9,2	8,8-9,2	8,8-9,2
Produits chimiques pour la protection de l'équipement en amont de la chaudière	—	—	—	N'utiliser que des produits alcalins volatils	
Eau de la chaudière[g]					
Silice	≤150	≤100	≤60	≤30	≤10[h]
Alcalinité totale (en $CaCO_3$)	<800	<600	<500	<200	<100[h]
Alcalinité de l'hydroxyde libre (en $CaCO_3$)[i]	<300	<200	<120	<60	<50[h]
Conductivité spécifique (µS·cm^{-1}) à 25 °C sans neutralisation	<8000	<6000	<5000	<4000	<500[h]

Remarque: Type de chaudière: industrielle à tubes d'eau en serpentin, des générateurs primaires de vapeur, rapides au mazout.
Pourcentage de l'eau d'appoint: jusqu'à 100 % de l'eau d'alimentation.
Évaporation totale: jusqu'à 95 % de l'eau d'alimentation.
Rapport vapeur:eau (en volume): jusqu'à 4000:1.
Objectif de pureté de la vapeur: voir tableau ci-dessus.

[a] On recommande de déminéraliser l'eau d'appoint.
[b] Les valeurs du tableau supposent qu'il n'y a ni surchauffeur ni entraîneur de turbines. S'il y en a utiliser les valeurs pour les pressions ≥6,22 MPa. Si l'on approche des conditions de surchauffe dans les tubes utiliser les valeurs pour les pressions de 4,15-6,21 MPa pour éviter le dépôt de silice sur les surfaces presque sèches. L'objectif ne doit pas être considéré comme une garantie de performance de la chaudière.
[c] L'eau d'alimentation est l'eau d'appoint plus le condensat, mais pas les retours du séparateur.
[d] Les valeurs du tableau supposent la présence d'un dégazeur.
[e] Les dégazeurs chimiques avec anti-oxygène catalysé sont toujours nécessaires car les limites de température de l'eau d'alimentation imposées par les fabricants des générateurs en serpentin empêchent un dégazage mécanique efficace. L'apport d'anti-oxygène chimique doit être suffisant pour qu'il y en ait toujours un résidu dans l'eau de la chaudière. Dans les chaudières ayant un séparateur de vapeur et un stockage d'eau et où l'on recircule une bonne partie de l'eau de la chaudière, les résidus d'anti-oxygène peuvent être maintenus à un niveau plus haut, comme dans les chaudières à collecteurs.
[f] ND = non décelable.
[g] Analyses faites sur l'eau de la chaudière à la sortie du séparateur et/ou sur des échantillons de l'eau en stockage.
[h] Les valeurs varient selon la pression de fonctionnement et diminuent lorsque la pression augmente, jusqu'à 17,24 MPa.
[i] L'alcalinité due aux hydroxydes (en mg·L^{-1} de $CaCO_3$) doit être maintenue au moins à 1,7 fois la concentration de silice (en mg·L^{-1} de SiO_2) pour la garder en solution et empêcher le dépôt de silicates complexes. Dans la plupart des chaudières à serpentin on n'emploie pas de traitement chimique interne pour prévenir l'entartrage.

Source: American Society of Mechanical Engineers 1979.

saturation en sels minéraux hydrosolubles et de leur précipitation. Lui aussi nuit au transfert de chaleur et réduit par conséquent l'efficacité du système (Krisher 1978).

Le tartre, l'obstacle le plus important au transfert de chaleur, est produit par la précipitation et le dépôt de sels solubles présents dans l'eau de refroidissement. La vitesse de formation dépend (1) de la température, (2) de l'alcalinité ou de l'acidité, et (3) de la concentration de sels dans l'eau (Krisher 1978).

L'entartrage s'accélère:

1. lorsque la température de l'eau augmente, lors de la traversée de l'échangeur de chaleur, car la solubilité des matières dissoutes comme le sulfate de calcium, le phosphate de calcium et le carbonate de calcium diminue. Les dépôts se produisent habituellement en premier dans les échangeurs de chaleur du système de refroidissement, là où la température est la plus élevée et les solubilités les plus faibles;
2. lorsque l'alcalinité en bicarbonate et la dureté en calcium de l'eau de circulation augmentent;
3. lorsque l'eau est sursaturée en silice ou autres composés susceptibles de se déposer (American Society of Mechanical Engineers 1979).

Le carbonate de calcium est le dépôt qui se forme le plus couramment dans les systèmes de refroidissement à eau. La gravité de l'entartrage dépend de la dureté (en calcium) et de

Tableau 5-7. Effets de certains paramètres de qualité de l'eau sur les appareils de chauffage

Paramètre	Effets sur les appareils
Couleur	Les produits qui donnent la couleur peuvent provoquer la formation de mousse dans les chaudières. Ils gênent les méthodes de précipitation visant à éliminer le fer et abaisser la dureté.
Dureté	Principale cause des dépôts de tartre dans les échangeurs, les chaudières, les canalisations, etc.
Alcalinité	Mousse et primage de matières dans la vapeur. Fragilise l'acier des chaudières. Les bicarbonates et les carbonates libèrent du CO_2 dans la vapeur, ce qui est une source de corrosion dans les canalisations de condensat.
Acides minéraux libres	Corrosion.
Dioxyde de carbone	Corrosion dans les canalisations notamment celles qui transportent la vapeur et le condensat.
Sulfates	Font partie des matières solides dissoutes mais n'ont pas d'importance en eux-mêmes. Se combinent avec le calcium pour donner des dépôts de tartre.
Chlorures	Font partie des matières solides dissoutes et augmentent la corrosivité de l'eau.
Nitrates	Font partie des matières solides dissoutes mais n'ont pas d'importance propre. Utiles pour réduire la fragilisation du métal de la chaudière.
Silice	Entraîne des dépôts dans les chaudières et les systèmes de refroidissement. Dépôts insolubles sur les aubes de turbine à cause de la vaporisation de la silice.
Fer	Colore l'eau à la précipitation. Source de dépôts dans les canalisations, les chaudières, etc.
Manganèse	Colore l'eau à la précipitation. Source de dépôts dans les canalisations, les chaudières, etc.
Oxygène	Corrode les canalisations, les échangeurs, les chaudières, etc.
Sulfure d'hydrogène	Cause l'odeur "d'oeufs pourris". Corrode.
Ammoniaque	Corrode les alliages de zinc et de cuivre par formation de complexe avec le fer.
Matières solides dissoutes	Nuisent au fonctionnement et forment de la mousse dans les chaudières.
Matières en suspension	Se déposent dans les échangeurs, les chaudières, les canalisations, etc.

Source: American Society of Mechanical Engineers 1979.

l'alcalinité (en bicarbonate) de l'eau de refroidissement. L'entartrage augmente avec le pH et la température (Krisher 1978).

La formation de dépôts de carbonate de calcium peut être prévue par l'utilisation d'indices empiriques d'entartrage comme l'indice de saturation de Langelier et l'indice de stabilité de Ryznar. L'indice de saturation de Langelier (IS) donne une valeur soit positive soit négative qui indique que le carbonate de calcium précipitera (+) ou ne précipitera pas (−) dans les conditions envisagées. L'indice de stabilité de Ryznar (ISR) donne des valeurs positives (voir la section 6.2.13) (Krisher 1978).

Le sulfate de calcium se dépose lorsque l'eau contient des concentrations élevées de $CaSO_4$. Le sulfate de calcium devient moins soluble lorsque le pH diminue et que la température augmente, mais ne précipite que lorsque tout le carbonate a été extrait de la solution par précipitation sous forme de $CaCO_3$ (Krisher 1978).

La limite supérieure recommandée pour les concentrations en calcium et en sulfate dans les eaux en circulation, en l'absence de produit chimique inhibant la formation de tartre, est exprimée par la formule:

$$[Ca^{2+}] \times [SO_4^{2-}] = 500\,000$$

Toutefois, comme les fortes concentrations en sulfate et en dureté sont souvent accompagnées de concentrations élevées en chlorures, la solubilité du sulfate de calcium peut être plus élevée que prévu. Lorsque les concentrations en chlorures dépassent 5000 $mg \cdot L^{-1}$, on peut simplement limiter la dureté en calcium à 700 $mg \cdot L^{-1}$ (en $CaCO_3$), quelles que soient les concentrations de sulfates (Krisher 1978).

Le dépôt de phosphate de calcium est le produit de réaction du calcium et de l'orthophosphate et il apparaît lorsque l'on ajoute un produit de traitement phosphaté à l'eau de refroidissement comme inhibiteur de corrosion. Le phosphate peut également être présent naturellement si l'on utilise des eaux non traitées pour l'appoint. Le phosphate de calcium est moins soluble au pH et aux températures élevés et peut se déposer à des concentrations ne dépassant pas 5 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau de refroidissement (pH > 7,0 et dureté de 500 $mg \cdot L^{-1}$ en $CaCO_3$). La tendance à former des dépôts de phosphate de calcium peut être calculée si l'on connaît la dureté en calcium et la quantité d'orthophosphate soluble, la température de l'eau, ainsi que le pH (Krisher 1978).

Les dépôts de silicate de magnésium sont moins courants dans les systèmes de refroidissement et ils se forment en deux étapes: tout d'abord, l'hydroxyde de magnésium précipite, puis il réagit avec la silice dissoute et en solution colloïdale pour former un dépôt de silicate de magnésium très dense et très difficile à enlever. Etant donné que la silice (SiO_2) ne précipite pas à des concentrations inférieures à 150 $mg \cdot L^{-1}$, cette concentration de silice représente une limite supérieure acceptable pour les systèmes de refroidissement à eau. La solubilité de la silice diminue avec la température, ce qui fait que le tartre se forme dans les parties les plus froides du système de refroidissement. La solubilité de la silice augmente avec le pH et atteint 200 $mg \cdot L^{-1}$ à un pH de 8,5 (Krisher 1978).

Le tableau 5-8 résume les recommandations concernant la qualité des eaux pour les systèmes de refroidissement à passage unique et l'eau utilisée pour l'appoint. Le tableau 5-9 résume les recommandations concernant la qualité de l'eau pour les tours de refroidissement.

Tableau 5-8. Recommandations pour la qualité de l'eau des systèmes de refroidissement à passage unique et de l'eau d'appoint des systèmes à recirculation

Paramètre	Passage unique[a]		Recirculation[a]	
	Douce	Saumâtre[b]	Douce	Saumâtre[b]
Silice	<50	<25	<50	<25
Aluminium	NS[c]	NS	<0,1	<0,1
Fer	NS	NS	<0,5	<0,5
Manganèse	NS	NS	<0,5	<0,02
Calcium	<200	<420	<50	<420
Bicarbonate	<600	<140	<24	<140
Sulfates	<680	<2700	<200	<2700
Chlorures	<600	<19 000	<500	<19 000
Matières solides dissoutes	<1000	<35 000	<500	<35 000
Dureté	<850	<6250	<130	<6250
Alcalinité	<500	<115	<20	<115
pH	5,0-8,3	6,0-8,3	NS	NS
Matières organiques:				
Substances actives au bleu de méthylène	NS	NS	<1	<1
Extrait au tétrachlorure de carbone	NS[d]	NS[d]	<1	<2
Demande chimique en oxygène	<75	<75	<75	<75
Matières en suspension	<5000	<2500	<100	<100

[a] Sauf indication contraire, tous les chiffres sont en $mg \cdot L^{-1}$.
[b] eau saumâtre: concentration de matières solides dissoutes >1000 $mg \cdot L^{-1}$.
[c] NS = non spécifié.
[d] Pas d'huile à la surface.

Source: U.S. EPA 1973.

Tableau 5-9. Recommandations pour la qualité de l'eau pour les tours de refroidissement

Paramètre	Limite ($mg \cdot L^{-1}$)		Remarques
	Minimale	Maximale	
Indice de saturation de Langelier[a]	+0,5	+1,5	sans chromates
Indice de stabilité de Ryzner	+6,5	+7,5	sans chromates
pH	≥6,0	≤8,0	
Calcium (en $CaCO_3$)	>30	<300	sans chromates
		<400	avec traitement aux chromates
Fer total	—	<0,5	
Manganèse	—	<0,5	
Cuivre	—	<0,08	
Aluminium	—	<1	
Sulfures	—	<5	
Silice	—	<150	si le pH <7,5
	—	<200	si le pH >7,5
$[Ca] \times [SO_4]$	—	<500 000	
Matières solides dissoutes totales	—	<2500	
Conductivité ($\mu S \cdot m^{-1}$)	—	<4000	
Matières en suspension	—	<150	

[a] Les limites de l'indice de saturation de Langelier (qui indique la saturation en $CaCO_3$) supposent l'existence d'inhibiteurs de précipitation en l'absence de traitement aux chromates. En l'absence de ces additifs, les limites seraient réduites à 0 et 0,5.

Source: Krisher 1978.

5.5 UTILISATIONS EXIGEANT DES EAUX DE QUALITE PARTICULIERE

5.5.1 Production d'électricité d'origine thermique

Les centrales thermiques utilisent de la vapeur pour produire l'énergie électrique. La chaleur nécessaire pour produire la vapeur provient de combustibles fossiles comme le charbon, le pétrole ou le gaz, ou de la fission nucléaire. On ne convertit guère plus qu'un tiers de la chaleur produite en électricité, la majorité de la chaleur restante étant transférée à l'eau de refroidissement. La plupart des centrales thermoélectriques au Canada utilisent des systèmes de refroidissement à passage unique. L'eau de refroidissement est pompée d'un plan d'eau adjacent, passe dans les condenseurs et est retournée au plan d'eau, mais elle n'est pas recirculée.

Pour produire efficacement de l'électricité, on utilise des chaudières à haute température et à pression élevée qui exigent des eaux de qualité très strictes. La qualité doit être d'autant plus élevée que la température et la pression sont plus hautes et elle peut être supérieure à celle que l'on exige pour les eaux de boisson. Ces centrales thermoélectriques nécessitent donc des usines de traitement des eaux très perfectionnées, de façon à conditionner convenablement l'eau utilisée dans le cycle de la vapeur (Krisher 1978).

La majorité de l'eau (99,5 %) utilisée dans les centrales thermiques sert au refroidissement de condenseurs. Les exigences de qualité figurent au tableau 5-10. La production de vapeur, qui demande environ 0,4 % de l'eau totale utilisée, exige une eau traitée répondant à des normes très strictes (tableau 5-10).

L'eau utilisée dans une chaudière à vapeur ne doit pas: (1) former des dépôts de tartre ou d'autres dépôts; (2) produire de corrosion dans la chaudière, le système d'alimentation en eau ou le système de retour du condensat; (3) mousser; et (4) contenir du silice en concentrations suffisamment élevées pour former des dépôts sur les aubes des turbines dans les chaudières à haute pression.

L'eau restante (0,1 %) est utilisée pour des besoins divers tels que le lavage, le refroidissement des joints et des paliers, la lutte contre l'incendie, la dilution chimique ou le mouillage

Tableau 5-10. Recommandations pour la qualité de l'eau pour les centrales thermoélectriques

Paramètre	Concentration (mg·L⁻¹) Refroidissement à passage unique		Eau d'alimentation des chaudières (10,35-34,48 MPa)	Usages divers
	Eau douce	Eau saumâtre[a]		
Silice	<50	<25	<0,01	—
Aluminium	NS[b]	NS	<0,01	—
Fer	NS	NS	<0,01	<1,0
Manganèse	NS	NS	<0,01	—
Calcium	<200	<420	<0,01	—
Magnésium	NS	NS	<0,01	—
Ammoniaque	NS	NS	<0,07	—
Bicarbonates	<600	<140	<0,5	—
Sulfates	<680	<2700	NS[c]	—
Chlorures	<600	<19 000	NS[c]	—
Matières solides dissoutes	<1000	<35 000	<0,5	<1000
Cuivre	NS	NS	<0,01	—
Dureté	<850	<6250	<0,07	—
Zinc	NS	NS	<0,01	—
Alcalinité (en $CaCO_3$)	<500	<115	<1	—
pH	5,0-8,3	6,0-8,3	8,8-9,4	5,0-9,0
Matières organiques:				
Substances actives au bleu de méthylène	NS	NS	<0,1	<10
Extrait au tétrachlorure de carbone	NS[d]	NS[d]	NS	<10
Demande chimique en oxygène	<75	<75	<1,0	—
Oxygène dissous	—	—	<0,007	—
Matières en suspension	<5000	<2500	<0,05	<5

[a] Eau saumâtre: concentration de matières solides dissoutes supérieure à 1000 mg·L⁻¹.
[b] NS = non spécifié; ce paramètre n'a jamais été un problème aux concentrations observées.
[c] Limité par le traitement pour d'autres constituants.
[d] Pas d'huile à la surface.

Source: Krisher 1978.

des cendres. Les exigences de qualité sont souvent propres à une installation, mais on peut faire une certaine généralisation. L'eau doit: (1) avoir un pH compris entre 5 et 9 de sorte qu'elle ne soit pas trop corrosive; (2) ne pas former de dépôts qui pourraient réduire le débit d'eau, nuire au transfert de chaleur ou contribuer à la corrosion; et (3) avoir moins de 5 mg·L⁻¹ de matières solides en suspension. En effet, les matières en suspension peuvent être abrasives et détériorer les joints des pompes, les paliers, les valves et les systèmes de commande. La concentration maximale permise dépend de la nature chimique des matières en suspension.

5.5.2 Industrie du fer et de l'acier

Cette industrie comprend la production de fonte, de coke et d'acier, le laminage et les opérations de finition courante dans les aciéries comme l'étamage et la galvanisation.

Il n'y a que quelques caractéristiques de l'eau qui soient à l'origine de problèmes de production. Souvent, c'est la quantité et non la qualité de l'approvisionnement en eau qui est le premier facteur à considérer.

La plupart des aciéries intégrées ont deux systèmes d'approvisionnement en eau ou davantage. Le système général est alimenté avec une eau qui a été seulement dégrillée de façon à en éliminer les matières en suspension ou flottantes qui pourraient endommager les pompes et peut-être le conditionnement interne. Cette eau est utilisée pour éteindre le coke, éteindre le laitier et épurer les gaz, et sert aux opérations de laminage à chaux. Pour certaines de ces opérations, de nombreuses aciéries utilisent de l'eau recyclée ou l'effluent d'autres opérations; par conséquent, cette eau peut être de qualité relativement médiocre. Les recommandations pour la qualité des eaux utilisées dans ces industries sont données au tableau 5-11.

Les autres eaux utilisées dans le secteur de l'acier représentent 2 à 5 % du volume total. Elles sont souvent traitées par clarification, adoucissement ou déminéralisation. L'eau clarifiée est utilisée principalement dans le laminage à froid où le laminage de réduction ou les propriétés de surface du produit sont particulièrement importantes. L'eau adoucie ou déminéralisée est nécessaire pour le rinçage après le décapage et pour le nettoyage. Les processus exigeant des eaux de qualité supérieure sont le revêtement comme l'étamage, la galvanisation et les revêtements organiques (tableau 5-11).

5.5.3 Industrie des pâtes et papiers

Le secteur des pâtes et papiers utilise un certain nombre de procédés de fabrication pour la production de papiers et de dérivés. Il y a notamment des emballages, des matériaux de construction et tous les papiers proprement dit comme le papier journal, les papiers à écrire, glacé ou non, le papier hygiénique, etc. On utilise de l'eau pour la préparation des produits chimiques de cuisson et de blanchiment, le lavage, le transport de la pâte à l'étape suivante et la transformation de la pâte en produit sec. Certains des effets de la qualité de l'eau

Tableau 5-11. Recommandations pour la qualité de l'eau pour l'industrie du fer et de l'acier

Paramètre	Concentration (mg·L⁻¹)				
	Laminage à chaud, extinction, épuration des gaz	Laminage à froid	Eau de rinçage		Fabrication de l'acier
			Adoucie	Déminéralisée	
pH	5,0-9,0	5,0-9,0	6,0-9,0	—	6,8-7,0
Matières en suspension	<25	<10	ND[a]	ND	—
Matières solides dissoutes	<1000	<1000	ND	ND	—
Matières décantables	<100	<5,0	ND	ND	—
Oxygène dissous	---------- (minimum pour avoir des conditions aérobies) ----------				
Température (°C)	<38	<38	<38	<38	<38
Dureté	NS[b,c]	NS[b]	<100	<0,1	<50
Alcalinité	NS[c]	NS[c]	NS[c]	<0,5	—
Sulfates	<200	<200	<200	—	<175
Chlorures	<150	<150	<150	ND	<150
Huile	NS	ND	ND	ND	ND
Matières flottantes	NS	ND	ND	ND	ND

[a] ND = non décelable.
[b] Limité par d'autres traitements.
[c] NS = non spécifié; ce paramètre n'a jamais été un problème aux concentrations observées.

Source: U.S. EPA 1973.

Tableau 5-12. Effets des paramètres de qualité de l'eau dans l'industrie des pâtes et papiers

Paramètre	Résine	Mousse	Tartre	Corrosion	Dépôts	Traitement antifilms bactériens	Stabilité de la solution	Utilisation d'alun	Encollage à la colophane	Blancheur	Qualité de la feuille	Rétention
Dureté	X[a]	X	X	X	X	—	X	X	X	X	—	X
Alcalinité	—	X	X	X	—	—	X	X	X	X	X	X
Sulfates	X	X	X	X	X	—	—	—	X	—	X	X
Chlorures	—	X	—	X	—	—	—	—	—	—	—	—
Silice	—	—	X	—	X	—	X	—	—	—	—	—
Matières solides dissoutes	—	X	—	X	—	—	X	—	X	X	X	X
Carbonates	X	X	X	—	X	X	X	X	X	—	—	X
Couleur	—	—	—	—	—	—	—	—	—	X	X	—
Turbidité	—	X	—	X	X	X	—	—	—	X	—	—
pH	X	X	—	X	—	X	X	X	—	—	X	—
Sulfonate d'alkyle et de benzyle	—	X	—	—	—	—	X	—	X	—	—	X
Phosphates	—	—	X	—	X	X	—	—	X	—	—	—
Fer	—	—	—	—	X	—	—	—	—	X	X	—
Manganèse	—	—	—	—	X	—	—	—	—	X	X	—
Oxygène	—	—	—	X	X	X	—	—	—	—	—	X
CO_2 libre	—	—	—	X	X	—	—	—	—	—	—	X
Température	—	—	X	X	—	X	—	—	X	—	—	—

[a] X = effet négatif.

Source: Fritchie 1978; Frost 1986.

sur les divers procédés de transformation en pâte et en papier figurent au tableau 5-12.

Le principal problème associé à la qualité de l'eau est une perte de blancheur du papier qui peut être due à la dureté, à la turbidité, à la coloration et à la présence de fer (Technical Association of the Pulp and Paper Industry 1957). Le tableau 5-13 donne les recommandations concernant la qualité de l'eau pour la fabrication des pâtes et des papiers. Les paramètres sont étudiés plus en détail ci-dessous.

5.5.3.1 Dureté

Les eaux dures peuvent entraîner la formation de résinats insolubles de calcium et de magnésium pendant l'encollage du papier et du carton. Cela nuit à la capacité d'enrobage des fibres. Pour pallier à cette difficulté, on augmente fréquemment la quantité d'alun, et on peut ajouter aussi de l'aluminate de sodium pour réduire l'acidité totale (Nordell 1961).

L'eau dure peut entraîner la formation de tartre dans les réservoirs, les canalisations, les épaississeurs, les tamis, les

Tableau 5-13. Recommandations pour la qualité de l'eau pour l'industrie des pâtes et papiers

Paramètre	Concentration (mg·L⁻¹)					
	Papiers fins	Bois	Pâte kraft		Pâte chimique	
			Blanchie	Non blanchie	Blanchie	Non blanchie
pH	—	6-8	—	—	6-8	6-8
Couleur (UH)	<40	<100	<25	<100	<50	<100
Turbidité (UNT)	<10	<20	<40	<100	<10	<20
Calcium	<20	<20	—	—	<20	<20
Magnésium	<12	<12	—	—	<12	<12
Fer	<0,1	<0,1	<0,2	<1,0	<0,1	<1,0
Manganèse	<0,3	<0,1	<0,1	<0,5	<0,05	<0,5
Chlorures	—	25-75	<200	<200	<200	<200
Silice	<20	<100	<50	<100	<50	<50
Dureté	<100	<100	<100	<100	<100	<100
Alcalinité	40-75	<150	<75	<150	—	—
Matières solides dissoutes	<200	<250	<300	<500	<200	<250
Matières en suspension	<10	—	—	—	<10	<10
Température (°C)	—	—	—	—	<36	—
CO_2	<10	<10	<10	<10	—	—
Tendance à la corrosion	Nulle	Nulle	Nulle	Nulle	Nulle	Nulle
Chlore résiduel	<2,0	—	—	—	—	—

Sources: McKee et Wolf 1963; Eller et coll. 1970; Walter 1971; Hart 1974; Ontario Ministry of the Environment 1974; Frost 1986

pompes à vide, les piles, les raffineurs et autres appareils. Le tartre peut également gêner la production de la pâte et du papier s'il se forme sur les toiles métalliques des tables plates ou des cylindres. La vie de la toile est réduite d'une part par l'entartrage, et d'autre part, par les propriétés corrosives des acides ou les moyens mécaniques utilisés pour l'éliminer (Nordell 1961).

5.5.3.2 Matières en suspension

Les matières en suspension sont des particules plus grosses que celles envisagées au titre de la turbidité. L'eau utilisée dans la fabrication de la pâte et du papier ne devrait pas contenir de matières en suspension, car elles diminuent la blancheur du produit, bouchent les toiles et les feutres et modifient la couleur de la pâte ou du papier. Pour le papier de haute qualité (p. ex. le papier à écrire filigrané), la concentration en matières en suspension ne devrait pas dépasser 10 mg·L^{-1}, tandis que pour les autres qualités, le chiffre devrait être inférieur à 25 mg·L^{-1} (Nordell 1961).

5.5.3.3 Turbidité

La turbidité est due à des particules d'argile ou de boue et à des microorganismes. Une eau peut être de couleur foncée sans être turbide; par conséquent, il ne faut pas confondre la turbidité et la couleur. La turbidité peut altérer la blancheur des papiers blancs et la couleur des papiers colorés (Nordell 1961). La limite supérieure recommandée pour la turbidité dépend du produit (voir le tableau 5-13).

5.5.3.4 Couleur

Dans la fabrication, il est préférable d'avoir des eaux peu colorées, car les eaux fortement colorées peuvent nuire à l'aspect des papiers blancs et colorés ainsi qu'à celui de la pâte. Les fibres de cellulose adsorbent très facilement les substances colorantes et celles-ci peuvent rester dans le produit fini (Nordell 1961).

La coloration de l'eau provient habituellement de la présence de matières organiques et de sels de fer. Ces composés sont difficiles à retirer des fibres. Les problèmes associés aux eaux ayant une forte teneur en matières organiques peuvent résulter d'organismes vivants, comme des bactéries productrices de films qui seront à l'origine de taches (Nordell 1961).

5.5.3.5 Fer

Le fer peut entraîner la coloration de la pâte et du papier. Dans les eaux de surface, le fer est habituellement sous forme d'oxydes ferriques hydratés formant des colloïdes dispersés, bien qu'il puisse être présent à l'état de composés ferreux aussi bien que ferriques, ou encore lié à des matières organiques (Nordell 1961).

Dans les eaux souterraines, le fer est habituellement en solution sous forme de bicarbonate ferreux, et dans le sol, sous forme d'oxyde ferrique insoluble. Si l'eau contient des quantités notables de matières organiques dissoutes, le fer peut être sous forme d'oxyde ferreux qui se combine alors à l'acide carbonique pour donner le carbonate ferreux soluble. Lorsque ces eaux sont exposées à l'air, l'oxydation transforme le carbonate en "hydrate ferrique" insoluble. Si les composés de fer sont en concentration suffisante, ils peuvent entraîner une coloration de la pâte, et du papier qui sera fabriqué avec celle-ci (Nordell 1961).

5.5.3.6 Manganèse

Le manganèse s'oxyde lentement en oxyde de manganèse noir qui se dépose alors dans les canalisations, les réservoirs et sur le matériel. Dans les opérations de blanchiment, le

manganèse est oxydé en permanganate rose qui lui aussi colore les fibres (Nordell 1961).

5.5.3.7 Dioxyde de carbone

La présence de dioxyde de carbone (CO_2) libre dans l'eau (>25 mg·L^{-1}) peut nuire à la formation de la feuille et contribuer à la nature corrosive de l'eau. L'oxygène dissous est également corrosif. La combinaison d'une forte teneur en oxygène dissous et d'un faible pH est extrêmement corrosive. L'augmentation du pH par l'apport de substances alcalines diminue le taux de corrosion et conduit à la création d'un film protecteur sur les canalisations (Nordell 1961).

5.5.3.8 pH

Le pH de l'eau est important dans le secteur des pâtes et papiers, puisque les eaux de faible alcalinité et à teneurs élevées en dioxyde de carbone sont habituellement corrosives (Nordell 1961).

L'utilisation économique de matières de charge, de teintures, de colles ou d'autres produits chimiques peut être gênée par un mauvais ajustement du pH, du fait que de nombreux procédés et matériaux sont sensibles aux variations de pH. L'élimination des impuretés par ajustement de la concentration en ions hydrogène est essentielle à une bonne floculation (Nordell 1961).

5.5.3.9 Autres paramètres de qualité

Habituellement, les chlorures n'ont pas d'effet sur la qualité de l'eau, bien que des concentrations excessives soient susceptibles d'augmenter les propriétés corrosives. La concentration de l'ion chlorure est importante pour certaines qualités de papier, notamment ceux qui doivent être imprégnés de plastique ou servir de diélectrique.

Les sulfates peuvent entraîner la formation de tartre dans les chaudières. La silice peut aggraver les problèmes, car elle cimente les autres impuretés dans un tartre très dur à l'intérieur des chaudières. Pour l'eau utilisée dans les chaudières, il est habituellement suffisant d'éliminer la silice, le fer et l'aluminium. Les concentrations de sodium et de potassium dans les eaux de surface et les eaux souterraines douces sont habituellement faibles et ont peu d'effet sur cette utilisation industrielle de l'eau (Nordell 1961).

Le sulfure d'hydrogène est corrosif pour les métaux et de petites quantités (0,3 mg·L^{-1}) peuvent corroder la toile métallique des tables plates ou des cylindres (Technical Association of the Pulp and Paper Industry 1957).

Le papier peut également absorber les odeurs et il faut éviter cela dans le cas des papiers à utiliser pour l'emballage des produits alimentaires (Technical Association of the Pulp and Paper Industry 1957).

5.5.4 Industrie pétrolière

L'industrie pétrolière utilise de l'eau pour le refroidissement, la production de vapeur, la transformation et les besoins sanitaires. Les recommandations concernant la qualité de l'eau utilisée pour le refroidissement et la production de vapeur ont déjà été exposées dans les paragraphes précédents. En ce qui concerne les exigences de qualité pour les eaux de fabrication, elles sont, dans la plupart des cas, moins rigoureuses que pour le refroidissement et la production de vapeur. Toutefois, on a proposé des limites particulières pour quelques paramètres de qualité propres à des opérations de fabrication et on les trouvera au tableau 5-14 (Federal Water Pollution Control Administration 1968).

Tableau 5-14. Recommandations pour la qualité de l'eau pour l'industrie pétrolière

Paramètre	Concentration (mg·L^{-1})[a]
pH	6,0-9,0
Couleur	NS[b]
Calcium	<75
Magnésium	<25
Fer	<1
Bicarbonate	NS
Sulfates	NS
Chlorures	<200
Nitrates	NS
Fluorures	NS
Silice	NS
Dureté (en $CaCO_3$)	<350
Matières solides dissoutes	<750
Matières en suspension	<10

[a] Sauf indication contraire.

[b] NS = non spécifié. Ce paramètre n'a jamais été un problème aux concentrations observées.

Sources: Federal Water Pollution Control Administration 1968; Ontario Ministry of the Environment 1974.

5.5.5 Industrie des aliments et des boissons

Nous avons divisé cette industrie en 12 catégories, chacune ayant des exigences particulières en matière de qualité de l'eau, afin de ne pas modifier l'aspect, la texture ou le goût des aliments.

Dans ce secteur, l'eau est utilisée à des fins diverses, notamment l'approvisionnement des chaudières, le refroidissement, le lavage, le nettoyage à grande eau, la fabrication et des usages généraux. Pour les chaudières et le refroidissement, les exigences sont à peu près les mêmes que dans les autres secteurs. L'eau utilisée pour le lavage et autres usages généraux devrait être limpide, peu colorée, exempte de fer et de manganèse, sans goût ni odeur désagréables, et de qualité bactériologique approuvée. De même, l'eau utilisée pour le lavage devrait, de préférence, être exempte de dureté, surtout si l'on utilise du savon ou d'autres détergents alcalins.

En ce qui concerne les eaux de fabrication, elles devraient être limpides, incolores, exemptes de fer et de manganèse, sans goût ni odeur désagréables, et de qualité bactériologique approuvée, même si les produits alimentaires doivent être stérilisés. Les autres exigences des eaux de fabrication varient selon le produit. Par exemple, les eaux ayant une forte dureté en sulfate peuvent être excellentes pour certains processus de fermentation, mais inutilisables pour la mise en conserve des pois, des haricots ou des lentilles (Nordell 1961). Les recommandations concernant la qualité des eaux utilisées par certaines industries alimentaires sont décrites ci-dessous et résumées au tableau 5-15.

Tableau 5-15. Recommandations pour la qualité de l'eau pour l'industrie des aliments et des boissons

Paramètre	Concentration (mg·L⁻¹)							
	Boulangerie	Brasserie	Boissons carbonatées	Confiserie	Laiterie	Fruits et légumes (mise en conserve, congélation, déshydratation)	Fabrication générale	Sucreries
pH	—	6,5-7,0	<6,9	>7,0	—	6,5-8,5	—	—
Couleur (UH)	<10	<5	<10	—	ND	<5	5-10	—
Turbidité (UNT)	<10	<10	1-2	—	—	<5	1-10	—
Goût, odeur (unités)	faible	faible	ND[a]	faible	ND	ND	faible	—
Matières en suspension	—	—	—	50-100	<500	<10	—	ND
Matières solides dissoutes	—	<800	<850	50-100	<500	<500	<850	—
Calcium	NS[b,c]	<100	—	—	—	<100	—	<20
Magnésium	—	<30	—	—	—	—	—	<10
Fer	<0,2	0,1-1,0	<0,1	<0,2	0,1-0,3	<0,2	<0,2	<1
Manganèse	<0,2[d]	<0,1[d]	<0,05	<0,2[d]	0,03-0,1	<0,2[d]	<0,2	<0,1
Cuivre	—	—	—	—	ND	—	—	—
Ammonium	—	—	—	—	traces	<0,5	—	—
Bicarbonates	—	ND	—	—	—	—	—	<100
Carbonates	—	<50	<5	—	—	—	—	—
Sulfates	—	<100	<200	—	<60	<250	—	<20
Chlorures	—	20-60	<250	<250	<30	<250	—	<20
Nitrates	—	<10	—	—	<20	<10	—	—
Fluorures	—	<1	0,2-1,0	—	—	<1	<1	—
Silice	—	<50	ND	—	—	<50	—	—
Dureté	NS[b]	<70	200-250	—	<180	<250	10-250	<100
Alcalinité	—	<85	50-128	—	—	30-250	30-250	—
Sulfure d'hydrogène	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	—	—	—	—
Oxygène consommé	—	—	<15	—	—	<1	—	—
Extrait au tétrachlorure de carbone	—	—	faible	—	<10	<0,2	—	—
Extrait au chloroforme	—	—	<0,2	—	—	—	—	—
Acidité	—	—	—	—	—	ND	—	—
Phénol	—	ND	ND	—	—	ND	—	ND
Nitrites	—	—	—	—	—	ND	—	—
Matières organiques	—	traces	traces	—	—	—	—	traces

[a] ND = non décelable.
[b] Il fallait parfois de la levure; un excès retardait la fermentation.
[c] NS = non spécifié.
[d] Fe et Mn total.

Sources: McKee et Wolf 1963; Eller et coll. 1970; Hart 1974; Ontario Ministry of the Environment 1974.

5.5.5.1 Boissons carbonatées

L'eau qui est mélangée avec des arômes divers pour donner le produit final et utilisée pour laver les machines de remplissage, le système de distribution du sirop et autres matériels de manutention du produit, ainsi que les contenants, doit être potable. L'eau incorporée au produit final ne doit pas contenir de substances susceptibles de modifier le goût, l'aspect ou la durée de conservation du produit. Etant donné que les boissons sont faites à partir de différentes bases sirupeuses, la concentration et le type de substances susceptibles de modifier le goût ou d'autres caractéristiques du produit ne sont pas les mêmes pour toutes les boissons. Par conséquent, on ne peut pas donner des recommandations applicables à tous les types de boissons carbonatées (U.S. EPA 1973).

L'eau qui entre dans la fabrication des boissons carbonatées doit avoir des caractéristiques encore plus strictes que l'eau de boisson. Les embouteilleurs utilisent souvent du charbon actif pour purifier les eaux municipales qu'ils utiliseront dans la fabrication des boissons afin d'en éliminer les composés chlorés. Pour minimiser la neutralisation de l'agent acidifiant des boissons, il faut employer des eaux de faible alcalinité (50-128 mg·L⁻¹ en $CaCO_3$). Naturellement, il est essentiel d'avoir des eaux contenant peu de matières organiques, de faible turbidité et sans couleur ni goût. Les concentrations de fer et de manganèse doivent être faibles pour empêcher la précipitation des colorants. Le fer et le manganèse peuvent également promouvoir la croissance de bactéries susceptibles de modifier le goût ou l'odeur (Brody 1970).

5.5.5.2 Brasseries

Les brasseries utilisent de l'eau pour le brassage, le refroidissement, le lavage des bouteilles, le lavage des fûts, la pasteurisation et l'alimentation des chaudières.

L'eau destinée au brassage devrait être limpide, incolore, inodore, sans goût, exempte de fer et de manganèse, et de qualité bactériologique acceptable. La production de bière exige une eau de faible alcalinité et à forte teneur en sulfate de calcium, pour maintenir le pH du moût à un niveau convenable pour la fermentation par les levures (4,6-5,7). Pour les bières blondes, il faut une faible teneur en bicarbonate et une haute teneur en sulfates. S'il y a trop de carbonate, l'eau peut être

traitée avec de la chaux de façon à réduire la dureté en bicarbonate. Si l'eau contient peu de sulfates, on ajoute du sulfate de calcium en même temps que la chaux. On peut ainsi atteindre 200 à 250 mg·L^{-1}. Pour les bières brunes, il est habituellement inutile de réduire la teneur des eaux en bicarbonate (Nordell 1961).

Normalement, on élimine toute trace de goût et d'odeur pour prévenir la contamination accidentelle (Nordell 1961).

Le fer peut modifier la couleur de la bière. Des quantités de magnésium supérieures à 30 mg·L^{-1} peuvent donner une teinte rougâtre et un goût piquant. La silice augmente la turbidité aux teneurs supérieures à 50 mg·L^{-1}. Les ions fluor inhibent la fermentation si leur concentration dépasse 10 mg·L^{-1}. A 20-60 mg·L^{-1}, le chlore donne un goût plus doux à la bière (Brody 1970).

L'eau utilisée par l'industrie des boissons doit également être (Sliger 1956):

1. stérile, faute de quoi les bactéries pourraient proliférer dans les boissons et les rendre impropres à la consommation;
2. limpide, du fait que l'aspect est un facteur important pour la vente des boissons; de plus, la saleté, en très petite quantité, peut entraîner le moussage, nuire à la carbonatation et entraîner d'autres difficultés d'embouteillage;
3. exempte de goût et d'odeur, puisque cela pourrait modifier les caractéristiques de la boisson;
4. exempte de matières organiques ou de matières végétales qui nuiraient à la conservation, produiraient des cernes dans les bouteilles et rendraient la carbonatation très difficile; et
5. de faible alcalinité, car les arômes utilisés dans les boissons carbonatées sont de nature acide et l'alcalinité réagirait avec les acides présents, entraînant une perte de saveur et donc une boisson insipide.

La plupart des usines d'embouteillage ont besoin d'une eau douce pour le lavage des bouteilles. Quel que soit le soin que l'on prenne pour le lavage, lorsque les eaux sont dures, elles produisent un film insoluble qui laisse des traînées sur les bouteilles. De plus, les eaux dures consomment de plus grandes quantités de produits chimiques pour le lavage.

5.5.5.3 Laiteries

Les laiteries utilisent de l'eau principalement pour nettoyer le matériel et parfois pour laver les produits. Par conséquent, l'eau utilisée devrait être de qualité bactériologique acceptable et exempte de produits chimiques qui pourraient laisser des résidus dangereux (Hart 1974). L'eau ne doit pas contenir de cuivre et peu de fer et de manganèse, car ces ions métalliques catalysent le rancissement. De plus, lorsque l'on utilise des solides du lait non gras comme matière première pour la production de fromage cottage, l'eau utilisée pour reconstituer la poudre peut modifier la qualité du produit fini. Par exemple, une forte teneur en sodium peut déplacer le calcium de la caséine, entraîner une absorption d'eau plus grande et donner un caillé trop mou (Brody 1970).

La dureté de l'eau devrait également être faible de façon à réduire la formation de tartre sur les machines de lavage des bouteilles et le matériel de chauffage de l'eau. Les dépôts de tartre favorisent les croissances bactériennes et sont susceptibles de nuire à la stérilisation (Funke 1970).

5.5.5.4 Confiseries

Pour fabriquer des confiseries dures, les eaux doivent avoir une faible teneur en matières dissoutes (<100 mg·L^{-1}). La faible teneur en eau (1,5 %) des bonbons accélère la précipitation des sels qui troublent le produit. Les eaux ayant un pH inférieur à 7 entraînent l'inversion du sucrose et donnent un produit collant. On a pu montrer que c'étaient les différences de composition de l'eau qui empêchaient de reproduire certaines formules de confiserie dans un autre endroit (Hart 1974).

5.5.5.5 Raffineries de sucre

Les raffineries de sucre exigent de l'eau de haute qualité ne contenant pas de matières solides en solution ou en suspension. Les eaux dures entraînent la formation de précipités qui s'accumulent dans le produit (Nordell 1961).

5.5.5.6 Conserveries

L'eau utilisée pour la mise en conserve devrait être limpide et incolore, exempte de fer et de manganèse, sans goût ni odeur désagréables et de qualité bactériologique acceptable, même si les produits finis sont stérilisés avant d'être scellés hermétiquement. De plus, l'eau utilisée pour conserver les pois, les haricots et les lentilles ne devrait pas contenir de dureté, car celle-ci se combine aux protéines et rend le produit moins tendre et de qualité inférieure. Pour les fruits ou autres produits acides, à quelques rares exceptions près, la dureté n'a que peu ou pas d'effet. Les oxalates qui sont naturellement présents dans les betteraves réagissent avec le calcium des eaux dures pour former des dépôts d'oxalate de calcium qui sont particulièrement évidents dans les betteraves coupées. Un certain nombre d'autres légumes ne semblent pas affectés par la dureté de l'eau (Nordell 1961).

Lorsqu'on utilise de l'eau adoucie de haute alcalinité dans la stérilisation, il est fréquent que l'extérieur des boîtes ait un aspect strié. Dans ce cas, il faut limiter l'alcalinité à environ 50 mg·L^{-1} de $CaCO_3$, par prétraitement avec un adoucisseur utilisant de la chaux ou des résines échangeuses pour neutraliser l'acidité et parvenir au degré voulu d'alcalinité (Nordell 1961).

Dans la mise en conserve des fruits et des légumes, on utilise parfois du calcium et du magnésium pour raffermir certains produits. Par exemple, on ajoute des sels de calcium aux tomates pour empêcher leur détérioration physique et le ramollissement au cours du traitement par la chaleur (Brody 1970).

5.5.5.7 Boulangeries

L'eau utilisée en boulangerie devrait être limpide, incolore, inodore, sans goût, exempte de fer et de manganèse et de qualité bactériologique acceptable. Pour avoir une bonne fermentation, il faut des sels de calcium. Ils sont généralement ajoutés sous forme de sulfate de calcium avec les matières nutritives pour les levures. Pour la cuisson des gâteaux et des craquelins, on utilise fréquemment de l'eau adoucie, car on prétend qu'elle donne un produit de meilleure qualité et plus uniforme (Nordell 1961).

5.5.5.8 Distilleries

En général, les eaux utilisées en distillerie devraient être limpides, incolores, exemptes de fer et de manganèse, sans odeur, ni goût étranger et de qualité bactériologique acceptable. Vu que leur température est inférieure en été, on préfère généralement les eaux souterraines aux eaux superficielles, notamment pour le refroidissement (Nordell 1961).

Normalement, on préfère des eaux ayant une certaine dureté pour la fermentation du moût et on essaie souvent d'avoir une certaine dureté en bicarbonate, lequel sert de tampon et permet de conserver un pH convenable pendant la fermentation. Si l'eau est limpide et exempte de constituants indésirables, elle n'est habituellement pas traitée. Certaines distilleries ne traitent pas l'eau utilisée dans les refroidisseurs de moût même si elle est dure, mais se contentent de procéder à une élimination périodique de l'accumulation de tartre sur les serpentins (Nordell 1961).

Comme on n'utilise que des bouteilles neuves en distillerie, on se contente d'un rinçage et il n'est habituellement pas nécessaire d'adoucir les eaux utilisées (Nordell 1961).

L'eau utilisée pour diluer l'alcool ne doit pas contenir de matières organiques en suspension et ne doit avoir ni goût ni odeur. Cette dernière caractéristique est particulièrement importante, car de simples traces de goût ou d'odeur étrangers peuvent nuire considérablement à la qualité du produit (Nordell 1961).

5.5.5.9 Usines de transformation des viandes

La transformation de la viande est une énorme industrie qui traite une grande variété de produits et de sous-produits. On utilise de grandes quantités d'eau pour des usages divers, notamment l'alimentation des chaudières, le refroidissement, le lavage, l'évacuation, la lessive et autres opérations de nettoyage, la mise en conserve et les utilisations générales (Nordell 1961).

Toute l'eau utilisée devrait être limpide, incolore, inodore, sans goût, exempte de fer et de manganèse, et de qualité bactériologique acceptable (Nordell 1961).

Si l'eau est conforme à ces critères, il est inutile de traiter davantage celle qui est utilisée pour le nettoyage et les utilisations générales dans l'usine. Toutes les eaux utilisées pour la lessive et les autres opérations de lavage alcalin doivent être exemptes de dureté; on emploie donc fréquemment des adoucisseurs à zéolites. Pour laver la viande destinée au saumurage, on prétend que l'on obtient une meilleure couleur si l'on utilise de l'eau adoucie par passage sur des zéolites plutôt que des eaux dures (Nordell 1961).

5.5.5.10 Raffineries d'huiles comestibles

Les raffineries d'huiles comestibles fabriquent une variété de produits comme les huiles pour la salade ou la cuisson, les huiles hydrogénées pour la cuisine, les savons (pour la lessive, en pains, en paillettes et en poudre), les savons en poudre et les poudres à récurer et divers produits synthétiques comme les détergents ou les agents mouillants. L'eau de fabrication doit, en général, être limpide, incolore, inodore, sans goût, exempte de fer et de manganèse et de qualité bactériologique acceptable (Nordell 1961). De plus, cette eau ne devrait pas contenir de cuivre, étant donné que ce métal nuit à la stabilité des huiles (Ullyot 1986).

5.5.5.11 Production de fécule et de sirop de maïs

Pour la fabrication de la fécule, l'eau dure augmente la teneur en cendres et de fortes concentrations de magnésium dans l'eau de fabrication peuvent provoquer un trouble dans le sirop de maïs. Pour remédier à cela, on emploie de l'eau adoucie. Elle ne doit pas non plus contenir de fer et de manganèse. Naturellement, elle devrait être limpide, incolore, inodore, sans goût et de qualité bactériologique acceptable (Nordell 1961).

5.5.5.12 Production de glace

On fabrique de la glace dans un certain nombre d'industries alimentaires, dans des usines spécialisées dans ce domaine et dans les usines de stockage réfrigéré. Une glace de qualité doit être limpide, incolore, exempte de bulles, d'inflorescences et de coeurs lourds. De même, elle ne doit pas se briser lorsqu'on la manipule (Nordell 1961).

L'eau utilisée doit être limpide, incolore, inodore, sans goût, exempte de fer et de manganèse, de qualité bactériologique acceptable et à faible teneur en sels minéraux. Les carbonates de calcium et de magnésium précipitent durant la congélation et forment des dépôts collants ou granuleux. Il est préférable que la dureté en bicarbonate soit inférieure à 70 $mg \cdot L^{-1}$. La dureté en produits autres que les carbonates ne forme pas de dépôts, mais ne devrait pas être excessive du fait qu'elle se comporte comme les sels de sodium dont nous parlons ci-dessous (Nordell 1961).

On considère que les sulfates sont 1,3 fois plus néfastes que les chlorures et que le bicarbonate de sodium l'est 1,6 fois. De fortes concentrations de ces sels entraînent la présence de morceaux blancs et de coeurs lourds, retardent la congélation et, en particulier dans le cas du bicarbonate de sodium, peuvent entraîner la fracture de la glace. Il est habituellement nécessaire d'avoir des concentrations de sels inférieures à 343 $mg \cdot L^{-1}$ pour fabriquer une glace vendable, inférieures à 257 $mg \cdot L^{-1}$ pour une bonne glace, et inférieures à 171 $mg \cdot L^{-1}$ pour une glace de première qualité (Nordell 1961).

5.5.6 Industries chimiques et industries assimilées

Les industries chimiques ont des procédés de fabrication qui exigent des eaux de qualité particulière. On utilise surtout de l'eau pour le refroidissement et la production de vapeur, mais il en faut aussi pour la fabrication, le nettoyage et le transport des matériaux. L'eau de fabrication peut se diviser en deux catégories: (1) l'eau qui devient partie intégrante du produit (p. ex. lors de la production d'acide sulfurique, d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique); et (2) l'eau qui sert de solvant pour une impureté ou un gaz libéré (Hart 1974).

Les exigences de qualité pour l'industrie chimique sont particulières à chaque produit. Ainsi, les médicaments et les produits pharmaceutiques ont besoin d'une eau de première qualité ayant peu de couleur (<5 unités Hazen), une faible turbidité (<1 unité) et un minimum de résidus filtrables (<10 $mg \cdot L^{-1}$). De plus, les ampoules ou les contenants de produits médicaux exigent un rinçage final avec de l'eau dis-

Tableau 5-16. Recommandations pour la qualité de l'eau pour les industries chimiques et assimilées

Paramètre	Concentration (mg·L^{-1})								
	Bases et chlore	Produits organiques	Produits inorganiques	Plastiques transparents	Caoutchouc synthétique	Médicaments et produits pharmaceutiques	Savons et détergents	Peintures	Engrais
pH	NS[a]	6,5-8,7	NS	NS	6,2-8,3	5,0-7,0	NS	NS	NS
Couleur	NS	NS	NS	NS	<20	<5	NS	NS	NS
Turbidité	—	—	—	<2	—	<1	—	—	—
Goût et odeur (seuil)	NS	NS	NS	<2	NS	—	NS	NS	NS
Calcium	<2	<68	NS	NS	<80	c	NS	NS	NS
Magnésium	<2	<19	NS	NS	<35	—	NS	NS	NS
Fer	<0,1	<0,1	NS	<0,02	<0,1	—	NS	NS	NS
Manganèse	<0,1	<0,1	NS	<0,02[b]	<0,1	—	NS	NS	NS
Bicarbonates	NS	<128	NS	NS	—	—	NS	NS	NS
Sulfates	NS	NS	NS	NS	NS	c	NS	NS	NS
Chlorures	NS	NS	NS	NS	NS	c	NS	NS	NS
Nitrates	NS	NS	NS	NS	NS	—	NS	NS	NS
Silice	NS	NS	NS	NS	NS	—	NS	NS	NS
Dureté (en $CaCO_3$)	faible	<250	NS	NS	<350	—	NS	NS	NS
Alcalinité (en $CaCO_3$)	NS	<125	NS	NS	<150	—	NS	NS	NS
Matières solides dissoutes	NS	NS	NS	<200	NS	—	NS	NS	NS
Matières en suspension	NS	NS	NS	NS	<5	<10	NS	NS	NS
Oxygène dissous	NS	NS	NS	NS	NS	—	NS	NS	NS
Demande chimique en oxygène	NS	NS	NS	NS	NS	c	NS	NS	NS
Demande biochimique en oxygène	NS	NS	NS	NS	NS	—	NS	NS	NS

[a] NS = non spécifié. L'eau est utilisée telle qu'elle arrive, car on n'a jamais eu de problèmes aux concentrations observées.

[b] Fe et Mn total.

[c] Normes figurant dans la monographie officielle de la U.S. Pharmacopeia (1985) mais non traduites en limites minimales acceptables (c.-à-d. concentration maximale).

Sources: Federal Water Pollution Control Administration 1968; Eller et coll. 1970; Hart 1974.

tillée ou désionisée. L'eau utilisée dans les préparations médicales destinées à l'ingestion, comme les sirops contre la toux, doit habituellement répondre à la norme de l'eau purifiée, telle qu'elle figure dans la monographie officielle de l'U.S. Pharmacopeia (1985). L'U.S. Pharmacopeia (1985) contient également des normes pour l'eau destinée aux injections, l'eau bactériostatique pour les injections et l'eau stérile pour les injections.

La fabrication du carbonate de sodium et de l'hydroxyde de sodium exige une eau douce et limpide pour empêcher la contamination ou la précipitation des sels de calcium et de magnésium. Par contre, dans le cas de la production de chlore, la qualité de l'eau utilisée pour la dissolution des sels n'est pas critique (Hart 1974).

Dans bien des cas on utilise les eaux municipales sans autre traitement comme eau de fabrication. Lorsqu'il y a des doutes pour certains cas particuliers, on utilise des condensats ou de l'eau déminéralisée (Hart 1974). Le tableau 5-16 résume les recommandations relatives à la qualité de l'eau pour certaines industries chimiques et industries assimilées.

5.5.7 Industrie textile

Dans l'industrie textile, l'eau est utilisée dans un certain nombre de processus. Les fibres naturelles (coton et laine) sont filées, cardées et tissées à sec, sauf si l'on veut augmenter la rigidité de la chaîne (apprêt). Dans ce cas, le fil passe à travers l'apprêt, qui est dispersé dans l'eau sous forme de suspension très concentrée. Après cette étape, les fibres naturelles sont généralement "lavées à fond" avec des savons, des détergents ou des alcalis pour éliminer l'apprêt et les cires naturelles avant le blanchiment et la teinture. Le tissu est blanchi avant d'être teint pour obtenir une couleur plus facilement reproductible (Hart 1974).

Le lavage exige une eau de bonne qualité. Le coton est lavé à 80-120 °C et un pH de 12 tandis que la laine est lavée à 45-65 °C et à un pH de 7-10. Le blanchiment varie également. Le coton est blanchi au chlore dans une solution de pH 9. Les mélanges de laine et de coton contenant des fibres synthétiques sont blanchis au peroxyde d'hydrogène à un pH de 2,5-3,0. Les opérations de teinture exigent également une eau de très haute qualité. Les fibres de coton sont teintes à un pH de 7,5-10,0, la laine à un pH de 3,5-6,0 et les produits synthétiques à un pH de 6,5-7,5 (Hart 1974).

Parker (1970) et Maddison (1971) ont fait la liste d'un certain nombre de paramètres de qualité indésirables dans l'eau destinée au traitement des textiles. C'est le cas notamment des algues, de l'alcalinité, de l'aluminium, du calcium, de la couleur, du cuivre, des matières solides dissoutes, de la dureté, du sulfure d'hydrogène, du fer, du manganèse et des matières organiques.

La couleur, le fer, le manganèse, les matières en suspension et la turbidité peuvent tacher le textile. Le fer et le manganèse peuvent produire des taches noires ou brunes lorsque leur concentration n'est que de 0,1 mg·L^{-1}. Des concentrations de fer supérieures à 1 mg·L^{-1} peuvent également donner des teintures ternes, des blancs jaunâtres et une dégradation catalytique de la cellulose lors du blanchiment par le peroxyde d'hydrogène (Hart 1974).

Par contre, il faut éliminer la dureté, car le carbonate de calcium et l'hydroxyde de magnésium précipiteraient sur le tissu lors des opérations à pH élevé (p. ex. lors de l'apprêt). Le

Tableau 5-17. Recommandations pour la qualité de l'eau pour l'industrie textile

Paramètre	Concentration (mg·L⁻¹)					
	Coton, laine, synthétiques				Viscose, rayonne	
	Suspension d'apprêtage	Lavage à fond	Blanchiment	Teinture	Fabrication de la pâte	Fabrication
Fer	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,05 (Fe + Mn)	ND[a]
Manganèse	<0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,03	ND
Cuivre	<0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<5	—
Matières solides dissoutes	<100	<100	<100	<100	<100	—
Matières en suspension	<5	<5	<5	<5	—	—
Dureté (en $CaCO_3$)	<25	<25	<25	<25	<8	<55
pH: Coton	6,5-10,0	9,0-10,5	2,5-10,5	7,5-10,0	—	—
Synthétiques	6,5-10,0	3,0-10,5	SO[b]	6,5-7,5	—	—
Laine	6,5-10,0	3,0-5,0	2,5-5,0	3,5-6,0	—	—
Viscose, rayonne	—	—	—	—	—	7,8-8,3
Couleur (unités relatives)	<5	<5	<5	<5	<5	—
Turbidité (UNT)	—	—	—	<15	<5	<0,3
Aluminium	—	—	—	—	<8	—
Silice	—	—	—	—	<25	—
Alcalinité (en $CaCO_3$)	—	—	—	—	50-75	50-75

[a] ND = non décelable.
[b] SO = sans objet.

Sources: McKee et Wolf 1963; Hart 1974

calcium et le magnésium peuvent également nuire à certaines teintures, car il se forme un leucocomposé moins soluble, qui a moins d'affinité pour la cellulose. Par exemple, le bleu *Indanthren BC* utilisé pour le coton est très sensible aux eaux dures et il y aurait un effet dès que la dureté de l'eau dépasse 25 $mg \cdot L^{-1}$ (en $CaCO_3$) (Hart 1974).

Les produits en suspension ou sous forme colloïdale peuvent nuire aux opérations de teinture sous pression, car la liqueur colorante est pompée à travers les tissus qui peuvent alors se comporter comme un filtre pour ces matières.

Le cuivre a pour effet de ternir de nombreuses teintures et de provoquer l'oxydation catalytique des revêtements en caoutchouc naturel susceptibles d'être appliqués par la suite (Simmons 1970). Il est aussi facilement adsorbé sur la laine (McKee et Wolf 1963). Lors du blanchiment, le cuivre peut catalyser une réaction avec le peroxyde d'hydrogène qui entraîne la formation de trous dans les tissus. Les nitrates et les nitrites nuisent à la teinture de la laine et de la soie. Les matières organiques, comme les acides humiques, les microorganismes ou les matières extraites du sol modifient les tons et produisent des odeurs ou des dépôts sur le produit fini (Hart 1974). Le tableau 5-17 résume les recommandations de qualité de l'eau pour l'industrie textile.

Tableau 5-18. Recommandations pour la qualité de l'eau pour l'industrie des peaux et du tannage

Paramètre	Concentration (mg·L⁻¹)		
	Tannage	Finition	Teinture
Alcalinité (en $CaCO_3$)	<130	NS[a]	NS
pH	6,0-8,0	6,0-8,0	6,0-8,0
Dureté (en $CaCO_3$)	<150	NS[b]	ND[c]
Calcium	<60	NS[b]	ND
Chlorures	<250	<250	—
Sulfates	<250	<250	—
Fer	<50	<0,3	<0,1
Manganèse	—	<0,2	<0,01
Matières organiques			
Extrait au chloroforme	—	<0,2	ND
Couleur (unités relatives)	<5	<5	<5
Coliformes	NS[d]	NS[d]	—
Turbidité (UNT)	ND	ND	ND

[a] NS = non spécifié, l'eau est habituellement acceptable telle qu'elle est reçue, c.-à-d. on n'a jamais eu de problèmes aux concentrations observées.
[b] Adoucie à la chaux.
[c] ND = non décelable.
[d] Devrait être conforme aux recommandations pour l'eau potable.

Sources: Hart 1974; Ontario Ministry of the Environment 1974

5.5.8 Industrie des peaux et du tannage

Pour le tannage, on utilise de l'eau pour les opérations suivantes: conservation, trempage, épilage, écharnage, façonnage, neutralisation, déchaulage, picklage, tannage, retannage, teinture, confitage, séchage et finition des peaux (Federal Water Pollution Control Administration 1968).

Le tableau 5-18 résume les recommandations concernant la qualité de l'eau pour l'industrie des peaux et du tannage. L'eau doit être exempte de fer et de manganèse pour empêcher le changement de couleur et les taches. Le fer forme des précipités sombres pendant le tannage, qui vont du noir au bleu noir et au vert selon l'origine du tannage. Lorsque ces précipités parviennent au puits de tannage, ils entraînent une réduction de l'efficacité du tannage et un changement de couleur des cuirs. Les eaux utilisées devraient avoir de faibles concentrations en CO_2 libre, en bicarbonate, en dureté, en couleur et en turbidité. Pendant le chaulage, la présence de bicarbonate et de bioxyde de carbone libre peut entraîner le dépôt de précipités de carbonate de calcium qui résistent à la teinture. De fortes concentrations de bicarbonate peuvent entraîner le gonflement des peaux (McKee et Wolf 1963). Dans certains procédés, comme la finition des cuirs, il faut de l'eau distillée ou déminéralisée.

5.6 BIBLIOGRAPHIE

American Society of Mechanical Engineers. 1979. Consensus on Operating Practices for the Control of Feedwater and Boiler Water Quality in Modern Industrial Boilers. Prepared by Feedwater Quality Task Group for Industrial Boiler Subcommittee of the ASME Research Committee on Water in Thermal Power Systems. Am. Soc. Mech. Eng., New York. 18 pp.

Brody, J. 1970. Ingredient water: analytical requirement. Food Eng. 42: 94-95.

Eller, J., D.I. Ford et E.F. Gloyna. 1970. Water re-use and recycling in industry. J. Am. Water Works Assoc. 62. 149-154.

Federal Water Pollution Control Administration. 1968. Report of the National Technical Advisory Committee on Water Quality Criteria. U.S. Government Printing Office. Washington, D.C. 234 pp.

Fritchie, R.G. (ed.). 1978. Water Supply and Treatment State-of-the-Art. Technical Association of the Pulp and Paper Industry, Atlanta, Georgia. 87 pp.

Frost, M.J. 1986. Communication personnelle. L'Association canadienne des producteurs de pâtes et papiers, Montréal (Québec).

Funke, J.W. 1970. Industrial Water and Effluent Management in the Milk Processing Industry. Natl. Inst. Water Res., Tech. Rep. No. K12, CSIR, Pretoria, South Africa.

Hart, B.T. 1974. A Compilation of Australian Water Quality Criteria. Australian Water Resources Council, Department of Environment and Conservation, Australian Government Publ. Serv., Canberra, Australia. Tech. Pap. No. 7.

Kerr, D.J. 1986. Communication personnelle. Esso Chemical Canada, Toronto (Ontario).

Krisher, A.S. 1978. Raw water treatment in the CPI. Chem. Eng. (N.Y.) 85: 78-98.

Maddison, P.L. 1971. Water for the world of textiles. Text. J. Austr. 46(7): 22-27, 49-50.

McKee, J.E. et H.W. Wolf. 1963. Water Quality Criteria. 2nd edition. State Water Quality Control Board, Resources Agency of California. Publ. No. 3-A. Sacramento, California.

Nordell, E. 1961. Water Treatment for Industrial and Other Uses. 2nd edition. Reinhold Publ. Corp., New York. 598 pp.

Ontario Ministry of the Environment. 1974. Guidelines and Criteria for Water Quality Management in Ontario. Water Resources Branch, Toronto, Ontario.

Parker, C.D. 1970. Water: Its supply, use and disposal. Part 2. Water treatment. Text. J. Austr. 45(12): 55-56.

Simmons, M.W. 1970. Water: Its supply, use and disposal. Water-dyehouse requirements. Text. J. Austr. 45(11): 59-62.

Simon, D.E. et A.W. Fynsk. 1980. Suggested Control Values for Feedwater and Boiler Water Quality in Industrial Boilers. Am. Soc. Mech. Eng. Pap. No. 80-IPC. Pwr-8, New York. 7 pp.

Sliger, H.B. 1956. For better beverages treat your water supplies. Food Eng. 28: 84-86.

Statistique Canada. 1980. Classification type des industries. Approvisionnements et Services Canada, Hull. Catalogue nº 12-501F.

Tate, D.M. et D.N. Scharf. 1985. Utilisation de l'eau dans les industries du Canada 1981. Série scientifique, étude nº 19. Direction de la planification et de la gestion (eaux), Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. 53 pp.

Technical Association of the Pulp and Paper Industry. 1957. Water Technology in the Pulp and Paper Industry. TAPPI Monogr. Ser. No. 18. TAPPI, New York. 170 pp.

Ullyot, G. 1986. Communication personnelle. CPS Foods Ltd., Nipawin (Saskatchewan).

U.S. EPA. 1973. Water Quality Criteria 1972. Environmental Studies Board, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-R3-73-033.

U.S. Pharmacopeia. 1985. The United States Pharmacopeia. 27th revision. U.S. Pharmacopeial Convention, Inc., Rockville, Maryland.

Walter, J.W. 1971. Water quality requirements for the pulp industry. J. Am. Water Works Assoc. 63: 165-168.

6.0 DONNEES DE BASE SUR DES PARAMETRES SPECIFIQUES

Table des matières

		Page
6.0	DONNEES DE BASE SUR DES PARAMETRES SPECIFIQUES	6–1
6.1	INTRODUCTION	6–1
6.2	PARAMETRES INORGANIQUES	6–1
6.2.1	Acidité, alcalinité et pH	6–1
6.2.1.1	Introduction	6–1
6.2.1.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–1
6.2.1.3	Concentrations dans l'environnement	6–2
6.2.1.4	Bibliographie	6–2
6.2.2	Aluminium	6–2
6.2.2.1	Utilisations et production	6–2
6.2.2.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–2
6.2.2.3	Concentrations dans l'environnement	6–2
6.2.2.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–3
6.2.2.5	Bibliographie	6–4
6.2.3	Amiante	6–4
6.2.3.1	Utilisations et production	6–4
6.2.3.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–5
6.2.3.3	Concentrations dans l'environnement	6–5
6.2.3.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–5
6.2.3.5	Bibliographie	6–5
6.2.4	Antimoine	6–6
6.2.4.1	Utilisations et production	6–6
6.2.4.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–6
6.2.4.3	Concentrations dans l'environnement	6–6
6.2.4.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–6
6.2.4.5	Bibliographie	6–7
6.2.5	Argent	6–7
6.2.5.1	Utilisations et production	6–7
6.2.5.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–8
6.2.5.3	Concentrations dans l'environnement	6–8
6.2.5.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–8
6.2.5.5	Bibliographie	6–9
6.2.6	Arsenic	6–10
6.2.6.1	Utilisations et production	6–10
6.2.6.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–10
6.2.6.3	Concentrations dans l'environnement	6–10
6.2.6.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–11
6.2.6.5	Bibliographie	6–11
6.2.7	Azote	6–12
6.2.7.1	Introduction	6–12
6.2.7.2	Bibliographie	6–12
6.2.7.3	Ammoniac	6–13
6.2.7.3.1	Utilisations et production	6–13
6.2.7.3.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–14
6.2.7.3.3	Concentrations dans l'environnement	6–14
6.2.7.3.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–14
6.2.7.3.5	Bibliographie	6–15
6.2.7.4	Nitrates	6–15
6.2.7.4.1	Utilisations et production	6–15
6.2.7.4.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–15
6.2.7.4.3	Concentrations dans l'environnement	6–16
6.2.7.4.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–16
6.2.7.4.5	Bibliographie	6–16

Table des matières (suite)

		Page
6.2.7.5	Nitrites	6–17
6.2.7.5.1	Utilisations et production	6–17
6.2.7.5.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–17
6.2.7.5.3	Concentrations dans l'environnement	6–17
6.2.7.5.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–17
6.2.7.5.5	Bibliographie	6–17
6.2.8	Baryum	6–18
6.2.8.1	Utilisations et production	6–18
6.2.8.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–18
6.2.8.3	Concentrations dans l'environnement	6–18
6.2.8.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–18
6.2.8.5	Bibliographie	6–19
6.2.9	Béryllium	6–19
6.2.9.1	Utilisations et production	6–19
6.2.9.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–19
6.2.9.3	Concentrations dans l'environnement	6–20
6.2.9.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–20
6.2.9.5	Bibliographie	6–20
6.2.10	Bore	6–20
6.2.10.1	Utilisations et production	6–20
6.2.10.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–21
6.2.10.3	Concentrations dans l'environnement	6–21
6.2.10.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–21
6.2.10.5	Bibliographie	6–21
6.2.11	Cadmium	6–22
6.2.11.1	Utilisations et production	6–22
6.2.11.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–22
6.2.11.3	Concentrations dans l'environnement	6–22
6.2.11.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–23
6.2.11.5	Bibliographie	6–23
6.2.12	Calcium	6–24
6.2.12.1	Utilisations et production	6–24
6.2.12.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–24
6.2.12.3	Concentrations dans l'environnement	6–25
6.2.12.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–25
6.2.12.5	Bibliographie	6–25
6.2.13	Saturation en carbonate de calcium	6–26
6.2.13.1	Bibliographie	6–26
6.2.14	Carbone inorganique: carbonates et bicarbonates	6–26
6.2.14.1	Introduction	6–26
6.2.14.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–26
6.2.14.3	Concentrations dans l'environnement	6–27
6.2.14.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–27
6.2.14.5	Bibliographie	6–27
6.2.15	Chlore	6–27
6.2.15.1	Utilisations et production	6–27
6.2.15.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–27
6.2.15.3	Concentrations dans l'environnement	6–28
6.2.15.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–28
6.2.15.5	Bibliographie	6–28
6.2.16	Chlorures	6–28
6.2.16.1	Utilisations et production	6–28
6.2.16.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–29
6.2.16.3	Concentrations dans l'environnement	6–29
6.2.16.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–29

Table des matières (suite)

		Page
6.2.16.5	Bibliographie	6–29
6.2.17	Chrome	6–30
6.2.17.1	Utilisations et production	6–30
6.2.17.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–30
6.2.17.3	Concentrations dans l'environnement	6–30
6.2.17.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–30
6.2.17.5	Bibliographie	6–31
6.2.18	Cobalt	6–31
6.2.18.1	Utilisations et production	6–31
6.2.18.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–32
6.2.18.3	Concentrations dans l'environnement	6–32
6.2.18.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–32
6.2.18.5	Bibliographie	6–33
6.2.19	Cuivre	6–34
6.2.19.1	Utilisations et production	6–34
6.2.19.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–34
6.2.19.3	Concentrations dans l'environnement	6–34
6.2.19.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–34
6.2.19.5	Bibliographie	6–35
6.2.20	Cyanures	6–36
6.2.20.1	Utilisations et production	6–36
6.2.20.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–36
6.2.20.3	Concentrations dans l'environnement	6–36
6.2.20.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–37
6.2.20.5	Bibliographie	6–38
6.2.21	Dureté	6–38
6.2.21.1	Introduction	6–38
6.2.21.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–38
6.2.21.3	Concentrations dans l'environnement	6–39
6.2.21.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–39
6.2.21.5	Bibliographie	6–39
6.2.22	Etain (inorganique)	6–40
6.2.22.1	Utilisations et production	6–40
6.2.22.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–40
6.2.22.3	Concentrations dans l'environnement	6–40
6.2.22.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–40
6.2.22.5	Bibliographie	6–41
6.2.23	Fer	6–41
6.2.23.1	Utilisations et production	6–41
6.2.23.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–41
6.2.23.3	Concentrations dans l'environnement	6–42
6.2.23.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–42
6.2.23.5	Bibliographie	6–42
6.2.24	Fluorures	6–43
6.2.24.1	Utilisations et production	6–43
6.2.24.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–43
6.2.24.3	Concentrations dans l'environnement	6–43
6.2.24.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–44
6.2.24.5	Bibliographie	6–44
6.2.25	Lithium	6–45
6.2.25.1	Utilisations et production	6–45
6.2.25.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–45
6.2.25.3	Concentrations dans l'environnement	6–45
6.2.25.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–45
6.2.25.5	Bibliographie	6–46

Table des matières (suite)

		Page
6.2.26	Magnésium	6–46
6.2.26.1	Utilisations et production	6–46
6.2.26.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–46
6.2.26.3	Concentrations dans l'environnement	6–46
6.2.26.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–46
6.2.26.5	Bibliographie	6–46
6.2.27	Manganèse	6–47
6.2.27.1	Utilisations et production	6–47
6.2.27.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–47
6.2.27.3	Concentrations dans l'environnement	6–47
6.2.27.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–47
6.2.27.5	Bibliographie	6–48
6.2.28	Mercure	6–48
6.2.28.1	Utilisations et production	6–49
6.2.28.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–49
6.2.28.3	Concentrations dans l'environnement	6–49
6.2.28.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–49
6.2.28.5	Bibliographie	6–50
6.2.29	Molybdène	6–51
6.2.29.1	Utilisations et production	6–52
6.2.29.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–52
6.2.29.3	Concentrations dans l'environnement	6–52
6.2.29.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–52
6.2.29.5	Bibliographie	6–53
6.2.30	Nickel	6–53
6.2.30.1	Utilisations et production	6–54
6.2.30.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–54
6.2.30.3	Concentrations dans l'environnement	6–54
6.2.30.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–55
6.2.30.5	Bibliographie	6–55
6.2.31	Oxygène dissous	6–55
6.2.31.1	Introduction	6–56
6.2.31.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–56
6.2.31.3	Concentrations dans l'environnement	6–56
6.2.31.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–56
6.2.31.5	Bibliographie	6–56
6.2.32	Phosphore	6–57
6.2.32.1	Utilisations et production	6–57
6.2.32.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–57
6.2.32.3	Concentrations dans l'environnement	6–57
6.2.32.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–57
6.2.32.5	Bibliographie	6–58
6.2.33	Plomb	6–59
6.2.33.1	Utilisations et production	6–59
6.2.33.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–59
6.2.33.3	Concentrations dans l'environnement	6–59
6.2.33.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–60
6.2.33.5	Bibliographie	6–60
6.2.34	Potassium	6–61
6.2.34.1	Utilisations et production	6–62
6.2.34.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–62
6.2.34.3	Concentrations dans l'environnement	6–63
6.2.34.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–63
6.2.34.5	Bibliographie	6–64
6.2.35	Sélénium	6–64

Table des matières (suite)

		Page
6.2.35.1	Utilisations et production	6–64
6.2.35.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–64
6.2.35.3	Concentrations dans l'environnement	6–65
6.2.35.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–66
6.2.35.5	Bibliographie	6–66
6.2.36	Silicium	6–67
6.2.36.1	Utilisations et production	6–67
6.2.36.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–68
6.2.36.3	Concentrations dans l'environnement	6–68
6.2.36.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–68
6.2.36.5	Bibliographie	6–69
6.2.37	Sodium	6–69
6.2.37.1	Utilisations et production	6–69
6.2.37.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–69
6.2.37.3	Concentrations dans l'environnement	6–70
6.2.37.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–71
6.2.37.5	Bibliographie	6–71
6.2.38	Coefficient d'adsorption du sodium	6–71
6.2.38.1	Bibliographie	6–72
6.2.39	Soufre	6–72
6.2.39.1	Introduction	6–72
6.2.39.2	Bibliographie	6–72
6.2.39.3	Sulfates	6–72
6.2.39.3.1	Utilisations et production	6–72
6.2.39.3.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–72
6.2.39.3.3	Concentrations dans l'environnement	6–73
6.2.39.3.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–73
6.2.39.3.5	Bibliographie	6–73
6.2.39.4	Sulfures – hydrogène sulfuré	6–74
6.2.39.4.1	Utilisations et production	6–74
6.2.39.4.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–74
6.2.39.4.3	Concentrations dans l'environnement	6–74
6.2.39.4.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–74
6.2.39.4.5	Bibliographie	6–75
6.2.40	Thallium	6–75
6.2.40.1	Utilisations et production	6–75
6.2.40.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–75
6.2.40.3	Concentrations dans l'environnement	6–75
6.2.40.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–76
6.2.40.5	Bibliographie	6–76
6.2.41	Titane	6–77
6.2.41.1	Utilisations et production	6–77
6.2.41.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–77
6.2.41.3	Concentrations dans l'environnement	6–78
6.2.41.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–78
6.2.41.5	Bibliographie	6–78
6.2.42	Tungstène	6–78
6.2.42.1	Utilisations et production	6–78
6.2.42.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–78
6.2.42.3	Concentrations dans l'environnement	6–78
6.2.42.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–78
6.2.42.5	Bibliographie	6–79
6.2.43	Uranium	6–79
6.2.43.1	Utilisations et production	6–79
6.2.43.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–79

Table des matières (suite)

		Page
6.2.43.3	Concentrations dans l'environnement	6–80
6.2.43.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–81
6.2.43.5	Bibliographie	6–82
6.2.44	Vanadium	6–82
6.2.44.1	Utilisations et production	6–82
6.2.44.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–82
6.2.44.3	Concentrations dans l'environnement	6–83
6.2.44.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–83
6.2.44.5	Bibliographie	6–84
6.2.45	Zinc	6–84
6.2.45.1	Utilisations et production	6–84
6.2.45.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–84
6.2.45.3	Concentrations dans l'environnement	6–84
6.2.45.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–84
6.2.45.5	Bibliographie	6–86
6.3	PARAMETRES ORGANIQUES	6–86
6.3.1	Acide nitrilotriacétique	6–86
6.3.1.1	Utilisations et production	6–86
6.3.1.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–87
6.3.1.3	Concentrations dans l'environnement	6–87
6.3.1.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–87
6.3.1.5	Bibliographie	6–88
6.3.2	Acides résiniques	6–88
6.3.2.1	Utilisations et production	6–88
6.3.2.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–89
6.3.2.3	Concentrations dans l'environnement	6–89
6.3.2.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–89
6.3.2.5	Bibliographie	6–89
6.3.3	Carbone organique	6–90
6.3.3.1	Introduction	6–90
6.3.3.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–90
6.3.3.3	Concentrations dans l'environnement	6–90
6.3.3.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–91
6.3.3.5	Bibliographie	6–91
6.3.4	Composés aliphatiques halogénés	6–92
6.3.4.1	Chloroéthanes	6–92
6.3.4.1.1	Utilisations et production	6–92
6.3.4.1.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–92
6.3.4.1.3	Concentrations dans l'environnement	6–92
6.3.4.1.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–92
6.3.4.1.5	Bibliographie	6–93
6.3.4.2	Chloroéthylènes	6–94
6.3.4.2.1	Utilisations et production	6–94
6.3.4.2.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–95
6.3.4.2.3	Concentrations dans l'environnement	6–95
6.3.4.2.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–95
6.3.4.2.5	Bibliographie	6–96
6.3.4.3	Chloropropanes et chloropropènes	6–97
6.3.4.3.1	Utilisations et production	6–97
6.3.4.3.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–97
6.3.4.3.3	Concentrations dans l'environnement	6–97
6.3.4.3.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–97
6.3.4.3.5	Bibliographie	6–98
6.3.4.4	Halométhanes	6–98

Table des matières (suite)

		Page
6.3.4.4.1	Utilisations et production	6–98
6.3.4.4.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–98
6.3.4.4.3	Concentrations dans l'environnement	6–99
6.3.4.4.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–100
6.3.4.4.5	Bibliographie	6–101
6.3.4.5	Hexachlorobutadiène	6–102
6.3.4.5.1	Utilisations et production	6–102
6.3.4.5.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–102
6.3.4.5.3	Concentrations dans l'environnement	6–103
6.3.4.5.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–103
6.3.4.5.5	Bibliographie	6–103
6.3.4.6	Hexachlorocyclopentadiène	6–104
6.3.4.6.1	Utilisations et production	6–104
6.3.4.6.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–104
6.3.4.6.3	Concentrations dans l'environnement	6–104
6.3.4.6.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–105
6.3.4.6.5	Bibliographie	6–105
6.3.4.7	Trihalométhanes	6–105
6.3.4.7.1	Utilisations et production	6- 105
6.3.4.7.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–106
6.3.4.7.3	Concentrations dans l'environnement	6–106
6.3.4.7.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–106
6.3.4.7.5	Bibliographie	6–107
6.3.5	Composés aromatiques monocycliques	6–108
6.3.5.1	Benzène	6–108
6.3.5.1.1	Utilisations et production	6–108
6.3.5.1.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–108
6.3.5.1.3	Concentrations dans l'environnement	6–109
6.3.5.1.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–109
6.3.5.1.5	Bibliographie	6–109
6.3.5.2	Chlorobenzènes	6–110
6.3.5.2.1	Utilisations et production	6–110
6.3.5.2.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–110
6.3.5.2.3	Concentrations dans l'environnement	6–111
6.3.5.2.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–111
6.3.5.2.5	Bibliographie	6–113
6.3.5.3	Chlorophénols	6–114
6.3.5.3.1	Utilisations et production	6–114
6.3.5.3.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–115
6.3.5.3.3	Concentrations dans l'environnement	6–116
6.3.5.3.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–117
6.3.5.3.5	Bibliographie	6–119
6.3.5.4	Dinitrotoluènes	6–120
6.3.5.4.1	Utilisations et production	6–120
6.3.5.4.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–120
6.3.5.4.3	Concentrations dans l'environnement	6–121
6.3.5.4.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–121
6.3.5.4.5	Bibliographie	6–121
6.3.5.5	Ethylbenzène	6–122
6.3.5.5.1	Utilisations et production	6–122
6.3.5.5.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–122
6.3.5.5.3	Concentrations dans l'environnement	6–122
6.3.5.5.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–122
6.3.5.5.5	Bibliographie	6–123
6.3.5.6	Nitrobenzènes	6–123

Table des matières (suite)

		Page
6.3.5.6.1	Utilisations et production	6–123
6.3.5.6.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–123
6.3.5.6.3	Concentrations dans l'environnement	6–124
6.3.5.6.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–124
6.3.5.6.5	Bibliographie	6–124
6.3.5.7	Nitrophénols	6–125
6.3.5.7.1	Utilisations et production	6–125
6.3.5.7.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–125
6.3.5.7.3	Concentrations dans l'environnement	6–126
6.3.5.7.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–126
6.3.5.7.5	Bibliographie	6–127
6.3.5.8	Phénols et diphénols	6–128
6.3.5.8.1	Utilisations et production	6–128
6.3.5.8.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–128
6.3.5.8.3	Concentrations dans l'environnement	6–128
6.3.5.8.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–129
6.3.5.8.5	Bibliographie	6–130
6.3.5.9	Styrène	6–131
6.3.5.9.1	Utilisations et production	6–131
6.3.5.9.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–131
6.3.5.9.3	Concentrations dans l'environnement	6–132
6.3.5.9.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–132
6.3.5.9.5	Bibliographie	6–132
6.3.5.10	Toluène	6–133
6.3.5.10.1	Utilisations et production	6–133
6.3.5.10.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–133
6.3.5.10.3	Concentrations dans l'environnement	6–133
6.3.5.10.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–133
6.3.5.10.5	Bibliographie	6–134
6.3.6	Composés multiaromatiques	6–135
6.3.6.1	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	6–135
6.3.6.1.1	Utilisations et production	6–135
6.3.6.1.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–135
6.3.6.1.3	Concentrations dans l'environnement	6–135
6.3.6.1.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–136
6.3.6.1.5	Bibliographie	6–138
6.3.6.2	Polybromobiphényles (PBB)	6–140
6.3.6.2.1	Utilisations et production	6–140
6.3.6.2.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–140
6.3.6.2.3	Concentrations dans l'environnement	6–140
6.3.6.2.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–140
6.3.6.2.5	Bibliographie	6–141
6.3.6.3	Polychlorodibenzo-*p*-dioxines (PCDD)	6–141
6.3.6.3.1	Utilisations et production	6–141
6.3.6.3.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–141
6.3.6.3.3	Concentrations dans l'environnement	6–141
6.3.6.3.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–142
6.3.6.3.5	Bibliographie	6–143
6.3.6.4	Polychlorobiphényles (PCB)	6–144
6.3.6.4.1	Utilisations et production	6–144
6.3.6.4.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–144
6.3.6.4.3	Concentrations dans l'environnement	6–144
6.3.6.4.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–145
6.3.6.4.5	Bibliographie	6–146
6.3.7	Demande biochimique en oxygène	6–147

Table des matières (suite)

		Page
6.3.7.1	Bibliographie	6–148
6.3.8	Demande chimique en oxygène	6–148
6.3.8.1	Bibliographie	6–148
6.3.9	Diphénylhydrazine	6–148
6.3.9.1	Utilisations et production	6–148
6.3.9.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–148
6.3.9.3	Concentrations dans l'environnement	6–148
6.3.9.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–149
6.3.9.5	Bibliographie	6–149
6.3.10	Ethers halogénés	6–149
6.3.10.1	Utilisations et production	6–149
6.3.10.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–150
6.3.10.3	Concentrations dans l'environnement	6–150
6.3.10.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–150
6.3.10.5	Bibliographie	6–151
6.3.11	Esters de phtalate	6–151
6.3.11.1	Utilisations et production	6–151
6.3.11.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–152
6.3.11.3	Concentrations dans l'environnement	6–153
6.3.11.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–153
6.3.11.5	Bibliographie	6–157
6.3.12	Huile et graisse	6–158
6.3.12 1	Bibliographie	6–158
6.3.13	Nitrosamines	6–158
6.3.13.1	Utilisations et production	6–158
6.3.13.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–158
6.3.13.3	Concentrations dans l'environnement	6–158
6.3.13.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–159
6.3.13.5	Bibliographie	6–159
6.3.14	Organoétains	6–159
6.3.14.1	Utilisations et production	6–159
6.3.14.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–160
6.3.14.3	Concentrations dans l'environnement	6–160
6.3.14.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–162
6.3.14.5	Bibliographie	6–162
6.3.15	Pesticides	6–163
6.3.15.1	Acides carboxyliques aromatiques	6–163
6.3.15.1.1	Dicamba	6–163
6.3.15.1.1.1	Utilisations et production	6–163
6.3.15.1.1.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–163
6.3.15.1.1.3	Concentrations dans l'environnement	6–164
6.3.15.1.1.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–164
6.3.15.1.1.5	Bibliographie	6–165
6.3.15.2	Carbamates	6–165
6.3.15.2.1	Utilisations et production	6–165
6.3.15.2.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–166
6.3.15.2.3	Concentrations dans l'environnement	6–167
6.3.15.2.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–167
6.3.15.2.5	Bibliographie	6–168
6.3.15.3	Composés chlorophénoxy	6–169
6.3.15.3.1	2,4-D	6–169
6.3.15.3.1.1	Utilisations et production	6–169
6.3.15.3.1.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–170
6.3.15.3.1.3	Concentrations dans l'environnement	6–170
6.3.15.3.1.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–170

Table des matières (suite)

		Page
6.3.15.3.1.5	Bibliographie	6–171
6.3.15.3.2	2,4,5-T	6–172
6.3.15.3.2.1	Utilisations et production	6–172
6.3.15.3.2.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–172
6.3.15.3.2.3	Concentrations dans l'environnement	6–172
6.3.15.3.2.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–173
6.3.15.3.2.5	Bibliographie	6–173
6.3.15.3.3	2,4,5-TP	6–174
6.3.15.3.3.1	Utilisations et production	6–174
6.3.15.3.3.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–174
6.3.15.3.3.3	Concentrations dans l'environnement	6–174
6.3.15.3.3.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–175
6.3.15.3.3.5	Bibliographie	6–175
6.3.15.4	Composés organochlorés	6–176
6.3.15.4.1	Aldrine	6–176
6.3.15.4.1.1	Utilisations et production	6–176
6.3.15.4.1.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–176
6.3.15.4.1.3	Concentrations dans l'environnement	6–176
6.3.15.4.1.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–176
6.3.15.4.1.5	Bibliographie	6–177
6.3.15.4.2	Chlordane	6–177
6.3.15.4.2.1	Utilisations et production	6–177
6.3.15.4.2.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–178
6.3.15.4.2.3	Concentrations dans l'environnement	6–178
6.3.15.4.2.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–178
6.3.15.4.2.5	Bibliographie	6–179
6.3.15.4.3	DDD	6–180
6.3.15.4.3.1	Utilisations et production	6–180
6.3.15.4.3.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–180
6.3.15.4.3.3	Concentrations dans l'environnement	6–180
6.3.15.4.3.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–180
6.3.15.4.3.5	Bibliographie	6–181
6.3.15.4.4	DDT	6–181
6.3.15.4.4.1	Utilisations et production	6–181
6.3.15.4.4.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–181
6.3.15.4.4.3	Concentrations dans l'environnement	6–181
6.3.15.4.4.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–182
6.3.15.4.4.5	Bibliographie	6–183
6.3.15.4.5	Dieldrine	6–183
6.3.15.4.5.1	Utilisations et production	6–183
6.3.15.4.5.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–184
6.3.15.4.5.3	Concentrations dans l'environnement	6–184
6.3.15.4.5.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–184
6.3.15.4.5.5	Bibliographie	6–184
6.3.15.4.6	Endosulfan	6–185
6.3.15.4.6.1	Utilisations et production	6–185
6.3.15.4.6.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–185
6.3.15.4.6.3	Concentrations dans l'environnement	6–186
6.3.15.4.6.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–186
6.3.15.4.6.5	Bibliographie	6–187
6.3.15.4.7	Endrine	6–188
6.3.15.4.7.1	Utilisations et production	6–188
6.3.15.4.7.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–188
6.3.15.4.7.3	Concentrations dans l'environnement	6–188
6.3.15.4.7.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–188

Table des matières (suite)

		Page
6.3.15.4.7.5	Bibliographie	6–189
6.3.15.4.8	Epoxyheptachlore	6–189
6.3.15.4.8.1	Utilisations et production	6–189
6.3.15.4.8.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–189
6.3.15.4.8.3	Concentrations dans l'environnement	6–190
6.3.15.4.8.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–190
6.3.15.4.8.5	Bibliographie	6–191
6.3.15.4.9	Heptachlore	6–191
6.3.15.4.9.1	Utilisations et production	6–191
6.3.15.4.9.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–191
6.3.15.4.9.3	Concentrations dans l'environnement	6–191
6.3.15.4.9.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–191
6.3.15.4.9.5	Bibliographie	6–192
6.3.15.4.10	Hexachlorocyclohexanes	6–193
6.3.15.4.10.1	Utilisations et production	6–193
6.3.15.4.10.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–193
6.3.15.4.10.3	Concentrations dans l'environnement	6–193
6.3.15.4.10.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–193
6.3.15.4.10.5	Bibliographie	6–194
6.3.15.4.11	Méthoxychlore	6–195
6.3.15.4.11.1	Utilisations et production	6–195
6.3.15.4.11.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–195
6.3.15.4.11.3	Concentrations dans l'environnement	6–195
6.3.15.4.11.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–195
6.3.15.4.11.5	Bibliographie	6–196
6.3.15.4.12	Mirex	6–197
6.3.15.4.12.1	Utilisations et production	6–197
6.3.15.4.12.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–197
6.3.15.4.12.3	Concentrations dans l'environnement	6–197
6.3.15.4.12.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–198
6.3.15.4.12.5	Bibliographie	6–198
6.3.15.4.13	Toxaphène	6–199
6.3.15.4.13.1	Utilisations et production	6–199
6.3.15.4.13.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–199
6.3.15.4.13.3	Concentrations dans l'environnement	6–199
6.3.15.4.13.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–200
6.3.15.4.13.5	Bibliographie	6–201
6.3.15.5	Composés organophosphorés	6–201
6.3.15.5.1	Chlorpyrifos	6–201
6.3.15.5.1.1	Utilisations et production	6–201
6.3.15.5.1.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–201
6.3.15.5.1.3	Concentrations dans l'environnement	6–202
6.3.15.5.1.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–202
6.3.15.5.1.5	Bibliographie	6–202
6.3.15.5.2	Diazinon	6–203
6.3.15.5.2.1	Utilisations et production	6–203
6.3.15.5.2.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–203
6.3.15.5.2.3	Concentrations dans l'environnement	6–203
6.3.15.5.2.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–203
6.3.15.5.2.5	Bibliographie	6–204
6.3.15.5.3	Fénitrothion	6–204
6.3.15.5.3.1	Utilisations et production	6–204
6.3.15.5.3.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–204
6.3.15.5.3.3	Concentrations dans l'environnement	6–204
6.3.15.5.3.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–204

Table des matières (suite)

		Page
6.3.15.5.3.5	Bibliographie	6–205
6.3.15.5.4	Glyphosate	6–206
6.3.15.5.4.1	Utilisations et production	6–206
6.3.15.5.4.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–206
6.3.15.5.4.3	Concentrations dans l'environnement	6–206
6.3.15.5.4.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–207
6.3.15.5.4.5	Bibliographie	6–207
6.3.15.5.5	Guthion	6–208
6.3.15.5.5.1	Utilisations et production	6–208
6.3.15.5.5.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–208
6.3.15.5.5.3	Concentrations dans l'environnement	6–208
6.3.15.5.5.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–208
6.3.15.5.5.5	Bibliographie	6–209
6.3.15.5.6	Malathion	6–209
6.3.15.5.6.1	Utilisations et production	6–209
6.3.15.5.6.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–209
6.3.15.5.6.3	Concentrations dans l'environnement	6–209
6.3.15.5.6.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–210
6.3.15.5.6.5	Bibliographie	6–210
6.3.15.5.7	Parathion	6–210
6.3.15.5.7.1	Utilisations et production	6–210
6.3.15.5.7.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–211
6.3.15.5.7.3	Concentrations dans l'environnement	6–211
6.3.15.5.7.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–211
6.3.15.5.7.5	Bibliographie	6–212
6.3.15.6	Composés de pyridium	6–212
6.3.15.6.1	Diquat et paraquat	6–212
6.3.15.6.1.1	Utilisations et production	6–212
6.3.15.6.1.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–212
6.3.15.6.1.3	Concentrations dans l'environnement	6–213
6.3.15.6.1.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–213
6.3.15.6.1.5	Bibliographie	6–214
6.3.15.7	Composés de la triazine	6–215
6.3.15.7.1	Atrazine	6–215
6.3.15.7.1.1	Utilisations et production	6–215
6.3.15.7.1.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–215
6.3.15.7.1.3	Concentrations dans l'environnement	6–215
6.3.15.7.1.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–216
6.3.15.7.1.5	Bibliographie	6–217
6.3.15.8	Composés divers	6–218
6.3.15.8.1	Acroléine	6–218
6.3.15.8.1.1	Utilisations et production	6–218
6.3.15.8.1.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–218
6.3.15.8.1.3	Concentrations dans l'environnement	6–219
6.3.15.8.1.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–219
6.3.15.8.1.5	Bibliographie	6–219
6.3.16	Surfactifs	6–220
6.3.16.1	Utilisations et production	6–220
6.3.16.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–221
6.3.16.3	Concentrations dans l'environnement	6–222
6.3.16.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–222
6.3.16.5	Bibliographie	6–223
6.4	PARAMETRES PHYSIQUES	6–224
6.4.1	Couleur	6–224

Table des matières (suite)

		Page
6.4.1.1	Introduction	6–224
6.4.1.2	Mesure de la couleur	6–224
6.4.1.3	Bibliographie	6–224
6.4.2	Conductivité spécifique	6–225
6.4.2.1	Bibliographie	6–225
6.4.3	Goût	6–225
6.4.3.1	Bibliographie	6–226
6.4.4	Matières solides dissoutes totales	6–226
6.4.4.1	Introduction	6–226
6.4.4.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–226
6.4.4.3	Concentrations dans l'environnement	6–227
6.4.4.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–227
6.4.4.5	Bibliographie	6–227
6.4.5	Odeur	6–228
6.4.5.1	Introduction	6–228
6.4.5.2	Sources	6–228
6.4.5.3	Mesures	6–228
6.4.5.4	Facteurs influant sur les odeurs	6–228
6.4.5.5	Bibliographie	6–228
6.4.6	Sursaturation en gaz dissous	6–228
6.4.6.1	Bibliographie	6–229
6.4.7	Température	6–229
6.4.7.1	Introduction	6–229
6.4.7.2	Sources des changements de température dans l'environnement aquatique	6–229
6.4.7.3	Intervalles dans l'environnement	6–229
6.4.7.4	Bibliographie	6–230
6.4.8	Turbidité, transparence et matières en suspension	6–230
6.4.8.1	Introduction	6–230
6.4.8.2	Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–230
6.4.8.3	Concentrations dans l'environnement	6–230
6.4.8.4	Bibliographie	6–231
6.5	PARAMETRES RADIOLOGIQUES	6–231
6.5.1	Utilisations et voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–231
6.5.2	Voies de pénétration dans l'environnement aquatique	6–231
6.5.3	Concentrations dans l'environnement	6–232
6.5.4	Espèces et devenir dans l'environnement aquatique	6–233
6.5.5	Bibliographie	6–233
6.6	PARAMETRES BIOLOGIQUES	6–233
6.6.1	Algues toxiques	6–233
6.6.1.1	Introduction	6–233
6.6.1.2	Espèces toxiques et toxines	6–233
6.6.1.3	Présence dans les eaux douces	6–234
6.6.1.4	Présence dans les eaux saumâtres et estuariennes	6–235
6.6.1.5	Présence dans les eaux marines	6–235
6.6.1.6	Bibliographie	6–235
6.7	REPERTOIRE DES PARAMETRES	6–236

Liste des tableaux

Tableau		*Page*
6-1	Acidité (totale), alcalinité (totale) et pH des eaux de surface au Canada	6–2
6-2	Concentrations d'aluminium dans les eaux de surface au Canada	6–3
6-3	Concentrations d'antimoine dans les eaux de surface au Canada	6–7
6-4	Production, consommation, importations et exportations d'argent au Canada	6–8
6-5	Concentrations d'argent total dans les eaux de surface au Canada	6–8
6-6	Importations d'arsenic, d'oxyde d'arsenic et d'acide arsénique au Canada	6–10
6-7	Concentrations d'azote, de nitrites et de nitrates dans les eaux de surface au Canada	6–13
6-8	Production et importations d'ammoniac et de composés ammoniacaux au Canada	6–13
6-9	Concentrations d'ammoniac total dans les eaux de surface au Canada	6–14
6-10	Nitrates produits et importés au Canada	6–16
6-11	Concentrations de nitrites dans les eaux de surface au Canada	6–17
6-12	Concentrations de baryum total dans les eaux de surface au Canada	6–19
6-13	Importations de béryllium métallique et d'alliages de béryllium au Canada	6–19
6-14	Concentrations de bore dissous dans les eaux de surface au Canada	6–21
6-15	Importations de calcium et de composés calciques au Canada	6–24
6-16	Concentrations de calcium dans les eaux de surface au Canada	6–25
6-17	Concentrations de bicarbonate et de carbonates dans les eaux de surface au Canada	6–27
6-18	Production et importations des trois principaux chlorures au Canada	6–29
6-19	Concentrations de chlorures (dissous) dans les eaux de surface au Canada	6–29
6-20	Concentrations de cobalt dans les eaux de surface au Canada	6–32
6-21	Concentrations de cuivre total dans les eaux de surface au Canada	6–35
6-22	Importations de cyanures au Canada	6–36
6-23	Concentrations de cyanures dans les eaux de surface au Canada	6–37
6-24	Dureté des eaux douces	6–39
6-25	Intervalles de duretés dans les eaux de surface au Canada	6–39
6-26	Production, consommation, importations et exportations de minerai de fer au Canada	6–41
6-27	Concentrations de fer dans les eaux de surface au Canada	6–42
6-28	Concentrations de fluorures dans les eaux de surface au Canada	6–44
6-29	Concentrations de lithium dans les eaux de surface au Canada	6–45
6-30	Production, consommation, importations et exportations de magnésium au Canada	6–46
6-31	Concentrations de magnésium dans les eaux de surface au Canada	6–46
6-32	Concentrations de manganèse dans les eaux de surface au Canada	6–48
6-33	Importations de mercure et de certains composés de mercure au Canada	6–49
6-34	Sources anthropogènes de mercure dans l'environnement aquatique	6–50
6-35	Concentrations de mercure dans les eaux de surface au Canada	6–50
6-36	Production, consommation, importations et exportations de molybdène au Canada	6–53
6-37	Production, consommation, importations et exportations de nickel au Canada	6–54
6-38	Concentrations de nickel dans les eaux de surface au Canada	6–55
6-39	Concentrations d'oxygène dissous dans les eaux de surface au Canada	6–57
6-40	Production de phosphore et consommation, importations et exportations de phosphore et de phosphates au Canada	6–58
6-41	Concentrations de phosphore et de phosphates dans les eaux de surface au Canada	6–58
6-42	Concentrations de plomb dans les eaux de surface au Canada	6–61
6-43	Production, consommation, importations et exportations de chlorure de potassium, d'hydroxyde de potassium et de sulfate de potassium au Canada	6–63

Liste des tableaux (suite)

Tableau		*Page*
6-44	Concentrations de potassium dans les eaux de surface au Canada	6–64
6-45	Utilisations de certains composés inorganiques du sélénium	6–65
6-46	Concentrations de sélénium dans les eaux de surface au Canada	6–66
6-47	Concentrations de sélénium dans les tissus d'organismes provenant des Grands lacs	6–66
6-48	Production, consommation, importations et exportations de silice au Canada	6–68
6-49	Production, consommation, importations et exportations de ferrosilicium au Canada	6–68
6-50	Concentrations de silicium et de silice dans les eaux de surface au Canada	6–68
6-51	Consommation de sel (chlorure de sodium) et de sulfate de sodium au Canada	6–70
6-52	Production, importations et exportations de sel (chlorure de sodium), de sulfate de sodium et de phosphates de sodium au Canada	6–70
6-53	Concentrations de sulfates dans les eaux de surface au Canada	6–73
6-54	Importations de plusieurs composés sulfurés au Canada	6–74
6-55	Concentrations de sulfures dans les eaux de surface au Canada	6–74
6-56	Importations de thallium et d'alliages de thallium au Canada	6–76
6-57	Production, consommation, importations et exportations de dioxyde de titane au Canada	6–77
6-58	Importations et exportations de titane métallique et d'autres composés de titane au Canada	6–77
6-59	Production, consommation et importations de tungstène au Canada	6–79
6-60	Quantité estimée d'uranium libéré dans l'environnement par altération et érosion	6–80
6-61	Concentrations d'uranium dans l'eau, les sédiments, les sols et les roches dans diverses régions du Canada	6–80
6-62	Concentrations moyennes d'uranium dans les sédiments des Grands lacs (pour l'ensemble de chaque lac)	6–81
6-63	Concentrations d'uranium dans les eaux de surface au Canada	6–81
6-64	Estimation annuelle des quantités de zinc pénétrant dans l'environnement à partir de sources naturelles et anthropogènes	6–85
6-65	Concentrations de zinc dans les eaux de surface au Canada	6–85
6-66	Importations d'acide nitrilotriacétique et de nitrilotriacétate de sodium au Canada	6–87
6-67	Concentrations d'acide nitrilotriacétique dans les eaux de surface au Canada	6–87
6-68	Production, consommation, importations et exportations de colophane, d'acides gras de tallöl et de tallöl au Canada	6–88
6-69	Intervalles de concentrations des acides résiniques décelés dans l'effluent final d'une industrie de pâte à papier de Cornwall (Ontario)	6–89
6-70	Concentrations de carbone organique dans les eaux de surface au Canada	6–90
6-71	Concentrations de tanin et de lignine dans les eaux de surface au Canada	6–90
6-72	Production et importations de divers chloroéthanes au Canada	6–92
6-73	Concentrations de divers chloroéthanes dans les eaux de surface au Canada	6–93
6-74	Propriétés physiques et chimiques de certains chloroéthanes	6–93
6-75	Production et importations de divers chloroéthylènes au Canada	6–94
6-76	Concentrations de divers chloroéthylènes dans les eaux de surface au Canada	6–95
6-77	Propriétés physiques et chimiques des chloroéthylènes	6–96
6-78	Apports bruts totaux, concentrations et fréquences de détection du 1,2-dichloropropane et du 1,3-dichloropropylène dans les effluents finals des usines industrielles et municipales à Cornwall (Ontario)	6–97

Liste des tableaux (suite)

Tableau		*Page*
6-79	Propriétés physiques et chimiques de certains chloropropanes et chloropropènes	6–98
6-80	Halométhanes communs et leurs utilisations	6–99
6-81	Production, consommation, importations et exportations de fluorochlorométhanes, de tétrachlorure de carbone, de chlorure de méthylène et de chlorure de méthyle et importations d'autres halométhanes au Canada	6–99
6-82	Apports bruts, concentrations et fréquence de détection du tétrachlorure de carbone et du chlorure de méthylène dans les effluents municipaux et industriels de Cornwall	6–100
6-83	Concentrations de chlorure de méthylène dans les eaux de surface aux prises d'eau d'usines d'épuration et dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980	6–100
6-84	Propriétés physiques et chimiques de certains halométhanes	6–101
6-85	Importations d'aldrine, de chlordane, d'endosulfan, d'isodrine, de chloroécone, de Pentac et de Dechlorane au Canada	6–104
6-86	Apports bruts, concentrations et fréquence de détection du chloroforme, du bromoforme et du bromodichlorométhane dans les effluents finals d'origine municipale et industrielle à Cornwall (Ontario)	6–106
6-87	Concentrations de chloroforme dans les eaux de surface aux prises d'eau d'usines d'épuration et dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980	6–107
6-88	Propriétés physiques et chimiques des trihalométhanes	6–107
6-89	Concentrations de benzène dans les eaux brutes prélevées aux prises d'eau d'usines d'épuration situées dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980	6–109
6-90	Importations de divers chlorobenzènes au Canada	6–111
6-91	Concentrations de chlorobenzène dans les eaux de surface au Canada	6–111
6-92	Propriétés physiques, chimiques et biologiques des chlorobenzènes	6–112
6-93	Importations de chlorophénols au Canada	6–115
6-94	Concentrations de trois chlorophénols à différentes distances du point de déversement des effluents d'une usine de pâte à papier dans la baie Jackfish (lac Supérieur)	6–116
6-95	Concentrations de chlorophénols dans les effluents et les bassins de décantation industriels au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Ecosse en 1980	6–116
6-96	Propriétés physiques et chimiques des chlorophénols	6–117
6-97	Propriétés physiques et chimiques du 2,4- et du 2,6-dinitrotoluène	6–121
6-98	Propriétés physiques et chimiques de certains nitrobenzènes	6–124
6-99	Propriétés physiques et chimiques de certains nitrophénols	6–126
6-100	Production, consommation et importations de phénol et de nonylphénol et importations d'autres substances phénoliques au Canada	6–128
6-101	Concentrations des substances phénoliques dans les eaux de surface au Canada	6–128
6-102	Propriétés physiques et chimiques de certains monophénols et diphénols	6–129
6-103	Production, consommation, importations et exportations de styrène et de trois composés de styrène au Canada	6–131
6-104	Production, consommation, importations et exportations de toluène au Canada	6–133
6-105	Concentrations de toluène dans les eaux de surface prélevées à quatre endroits dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980	6–134
6-106	Concentrations de certains HAP dans les eaux de surface de la région de l'Atlantique au Canada	6–136
6-107	Propriétés physiques et chimiques de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques	6–137

Liste des tableaux (suite)

Tableau		*Page*
6-108	Intervalle de concentrations de la DBO dans les eaux de surface au Canada	6–148
6-109	Intervalle de concentrations de la DCO dans les eaux de surface au Canada	6–148
6-110	Propriétés physiques et chimiques de la 1,2-diphénylhydrazine et de l'azobenzène	6–149
6-111	Propriétés physiques et chimiques des haloéthers	6–150
6-112	Quantités d'esters de phtalate utilisées comme plastifiants dans les produits en polychlorure de vinyle en 1981 et 1982	6–152
6-113	Production, consommation, importations et exportations de phtalate de dioctyle, de 2-éthylhexanol et d'anhydride phtalique au Canada	6–152
6-114	Données sur les importations de 7 des 16 esters de phtalate fabriqués au Canada	6–153
6-115	Concentrations de divers esters de phtalate décelés dans les effluents totaux de cinq usines de produits chimiques organiques au Canada	6–153
6-116	Concentrations de divers esters de phtalate décelés dans l'effluent final d'installations industrielles et urbaines déversant leurs rejets dans le Saint-Laurent à Cornwall (Ontario)	6–153
6-117	Concentrations de divers esters de phtalate décelés dans l'effluent final d'usines pétrochimiques situées le long de la rivière Sainte-Claire	6–153
6-118	Concentrations de cinq esters de phtalate décelés dans les eaux de surface de la rivière Sainte-Claire	6–153
6-119	Propriétés physiques et chimiques de certains esters de phtalate	6–154
6-120	Concentrations d'huile et de graisse dans les eaux de surface au Canada	6–158
6-121	Organoétains utilisés au Canada	6–160
6-122	Concentrations d'organoétains dans l'eau douce, les sédiments et le poisson	6–161
6-123	Carbamates dont l'utilisation est homologuée au Canada en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires et, dans certains cas, quantités importées	6–166
6-124	Quantités de carbamates vendues au Canada en 1977	6–166
6-125	Concentrations de carbaryl et d'aldicarbe dans la région de l'Atlantique au Canada	6–167
6-126	Propriétés physiques et chimiques de certains carbamates insecticides	6–167
6-127	Importations de préparations de 2,4-D et de ses esters et de ses sels d'amine au Canada	6–170
6-128	Concentrations de 2,4-D dans les eaux de surface au Canada	6–171
6-129	Concentrations de 2,4,5-T dans les eaux de surface au Canada	6–173
6-130	Concentrations de 2,4,5-TP dans les eaux de surface au Canada	6–175
6-131	Concentrations d'aldrine dans les eaux de surface au Canada	6–176
6-132	Concentrations de chlordane dans les eaux de surface au Canada	6–178
6-133	Concentrations de δ-chlordane dans les eaux de surface aux prises d'eau d'installations d'épuration et dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980	6–178
6-134	Concentrations de DDD dans les eaux de surface au Canada	6–180
6-135	Concentrations de DDT dans les eaux de surface au Canada	6–182
6-136	Concentrations maximales de DDT dans différentes espèces, y compris l'homme	6–182
6-137	Concentrations de *p,p'*-DDE dans les eaux de surface au Canada	6–182
6-138	Concentrations de dieldrine dans les eaux de surface au Canada	6–184
6-139	Concentrations des isomères de l'endosulfan dans les eaux de surface au Canada	6–186
6-140	Concentrations d'α-endosulfan (Thiodan I) dans les eaux de surface aux prises d'eau d'installations d'épuration et dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980	6–186

Liste des tableaux (suite)

Tableau		*Page*
6-141	Concentrations d'endrine dans les eaux de surface au Canada	6–188
6-142	Concentrations d'endrine dans les eaux de surface aux prises d'eau d'installations d'épuration et dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980	6–188
6-143	Concentrations d'époxyheptachlore dans les eaux de surface au Canada	6–190
6-144	Concentrations d'époxyheptachlore dans les eaux de surface aux prises d'eau d'installations d'épuration et dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980	6–190
6-145	Concentrations d'heptachlore dans les eaux de surface au Canada	6–191
6-146	Importations au Canada de lindane et de mélanges d'isomères d'hexachlorocyclohexane	6–193
6-147	Concentrations de lindane et d'α-BHC dans les eaux de surface au Canada	6–194
6-148	Concentrations de méthoxychlore dans les eaux de surface et les sédiments au Canada	6–195
6-149	Concentrations de mirex dans les eaux de surface au Canada	6–197
6-150	Importations de diazinon au Canada	6–203
6-151	Importations de fénitrothion au Canada	6–204
6-152	Importations de guthion au Canada	6–208
6-153	Importations de malathion au Canada	6–209
6-154	Importations de parathion au Canada	6–211
6-155	Concentrations d'atrazine dans les eaux de surface au Canada	6–216
6-156	Production, consommation, importations et utilisations finales des surfactifs et de substances apparentées au Canada	6–220
6-157	Importations de divers surfactifs industriels au Canada	6–221
6-158	Propriétés générales des principales classes de surfactifs et exemples des principaux surfactifs commerciaux et industriels	6–221
6-159	Concentrations de surfactifs non ioniques (alcool linéaire nonylphénol éthoxylé) dans l'effluent final de trois usines textiles	6–222
6-160	Concentrations de surfactifs dans les eaux de surface au Canada	6–222
6-161	Intervalle de couleur des eaux de surface canadiennes	6–224
6-162	Intervalle de la conductivité spécifique des eaux de surface au Canada	6–225
6-163	Concentrations des résidus filtrables dans les eaux de surface au Canada	6–227
6-164	Relation matières solides dissoutes totales – salinité	6–227
6-165	Intervalle de températures des eaux de surface au Canada	6–230
6-166	Intervalle de turbidité et de teneur en matières en suspension dans les eaux de surface au Canada	6–231
6-167	Concentrations moyennes des radionucléides dans les eaux de surface au Canada, entre 1981 et 1984	6–232
6-168	Concentrations moyennes des radionucléides dans les Grands lacs, entre 1973 et 1981	6–233

Liste des figures

Figure		*Page*
6-1	Transformations biologiques de l'azote	6–12
6-2	Espèces chimiques du carbone inorganique	6–27
6-3	Acides abiétique et pimarique	6–89
6-4	Nitrobenzène	6–124
6-5	Nitrophénols	6–126
6-6	Monophénols	6–129
6-7	Diphénols	6–130
6-8	Styrène	6–132
6-9	Toluène	6–134
6-10	Exemples de HAP	6–137
6-11	Noyau aromatique de base des PCDD	6–142
6-12	Structure générale des PCB	6–145
6-13	Equilibre entre 1,2-diphénylhydrazine et azobenzène	6–149
6-14	Dicamba	6–164
6-15	2,4,5-T	6–173
6-16	2,4,5-TP	6–175
6-17	Aldrine	6–176
6-18	*Cis*- et *trans*-chlordane	6–179
6-19	*p,p'*-DDD	6–180
6-20	*p,p'*- et *o,p'*-DDT	6–182
6-21	DDD et DDE	6–182
6-22	Dieldrine	6–184
6-23	α- et β-Endosulfan	6–186
6-24	Sulfate d'endosulfan	6–187
6-25	Endrine	6–189
6-26	Epoxyheptachlore	6–190
6-27	Heptachlore	6–192
6-28	γ-Hexachlorocyclohexane (lindane)	6–194
6-29	*p,p'*-Méthoxychlore	6–196
6-30	Mirex	6–198
6-31	Chlorpyrifos	6–202
6-32	Diazinon	6–203
6-33	Fénitrothion	6–205
6-34	Glyphosate	6–207
6-35	Guthion	6–208
6-36	Malathion	6–210
6-37	Parathion et parathion-méthyl	6–211
6-38	Diquat et paraquat	6–213
6-39	Atrazine	6–216
6-40	Anatoxine *a*: 2-acétyl-9-azabicyclo[4.2.1]non-2-ène	6–234
6-41	Chlorhydrate de saxitoxine: 8-méthyl-2-oxo-2,4,5,6- tétrahydropyrrolo-[1,2-c]pyrimidine	6–234

6.0 DONNEES DE BASE SUR DES PARAMETRES SPECIFIQUES

6.1 INTRODUCTION

Ce chapitre est une compilation des données de base sur des paramètres de qualité de l'eau qui pourront être observés dans l'environnement aquatique canadien. Pour chaque paramètre de qualité, on résume les informations pertinentes sur les utilisations et la production, sur les sources et les voies de pénétration dans l'environnement aquatique, sur les concentrations dans l'environnement et sur les espèces et le devenir dans l'environnement aquatique. Les effets biologiques des paramètres de qualité de l'eau sont résumés dans les chapitres précédents qui traitent des recommandations pour des utilisations spécifiques des eaux.

Il y a lieu de souligner que le but du présent chapitre n'est pas de revoir de façon exhaustive toutes les données relatives à chaque paramètre de qualité. On a plutôt choisi et résumé les données de base tirées d'articles scientifiques de synthèse et d'études récentes qui s'appliquent à l'élaboration de recommandations pour la qualité de l'eau. Pour des données plus détaillées, le lecteur est prié de consulter les références citées pour chaque paramètre.

Un répertoire de paramètres figure à la fin du chapitre afin d'assister le lecteur à retrouver l'information sur les paramètres spécifiques traités dans ce chapitre.

6.2 PARAMETRES INORGANIQUES

6.2.1 Acidité, alcalinité et pH

6.2.1.1 Introduction

L'ion hydrogène (H^+) et l'ion hydroxyde (OH^-) sont, estime-t-on, les principales variables des systèmes aqueux, car ils influent considérablement sur les processus physiques, chimiques et biologiques qui se déroulent dans l'environnement aquatique. L'équilibre entre ces deux espèces ioniques est influencé par les réactions avec les acides et les bases introduits dans le système aqueux. De façon générale, l'alcalinité est une mesure du nombre d'ions hydrogène qui ont réagi dans un intervalle donné de pH durant le titrage avec un acide, c.-à-d. une mesure de la capacité de l'eau à neutraliser les acides. De même, l'acidité est le nombre d'ions hydroxyde qui ont réagi dans un intervalle donné de pH durant le titrage avec une base; il s'agit donc d'une mesure de la capacité de l'eau à neutraliser les bases. Dans le cas des eaux superficielles, l'intervalle de pH qui nous intéresse va généralement de 4 à 11 (Kramer 1982).

Les paramètres qui exercent une influence marquée sur l'alcalinité et l'acidité comprennent les substances nutritives (phosphate, carbonate, ammoniac, silicate et sulfure), les métaux (fer, manganèse et magnésium), les acides organiques (acides aminés, humiques et fulviques), les gaz (dioxyde de carbone et hydrogène sulfuré), ainsi que des particules (oxydes et hydroxydes d'aluminium, de fer et de manganèse, minéraux argileux, détritus organiques et plancton). En pratique, la capacité de neutralisation d'acides (CNA) de l'eau est la somme de toutes les bases qu'il est possible de titrer avec un acide fort jusqu'à un point d'équivalence choisi à l'avance. La CNA est reliée à toute substance capable de réagir avec l'ion hydrogène, notamment les carbonates et les hydroxydes dissous, ainsi que tout autre protolyte ou toute surface ou substance adsorbante. De même, la capacité de neutralisation de bases (CNB) est la somme de tous les acides qu'il est possible de titrer avec une base forte jusqu'à un point d'équivalence prédéterminé (Stumm et Morgan 1981; CNRC 1982; Kramer 1982).

L'alcalinité est surtout régie par les carbonates présents dans une eau qui est en contact avec des minéraux carbonatés (Loewenthal et Marais 1976; Stumm et Morgan 1981). C'est pourquoi on exprime généralement l'alcalinité en termes de carbonate de calcium ($CaCO_3$). L'acide carbonique (H_2CO_3), qui est un acide relativement faible, se dissocie dans l'eau et intervient dans les équilibres suivants pour lesquels on a indiqué les constantes de dissociation à 25 °C:

$H_2O \rightleftharpoons H^+ + OH^-$	$pK_e = 14,0$
$CO_2(aqe) + H_2O \rightleftharpoons H_2CO_3$	$pK_a = 1,47$
$H_2CO_3 \rightleftharpoons H^+ + HCO_3^-$	$pK_1 = 6,35$
$HCO_3^- \rightleftharpoons H^+ + CO_3^{2-}$	$pK_2 = 10,33$

Le pH d'un système aqueux naturel ne renfermant que des espèces carbonatées est une mesure des équilibres acide-base ci-dessus et est exprimé comme la valeur négative du logarithme de l'activité de l'ion hydrogène. En solution aqueuse diluée, l'activité de l'ion hydrogène est pratiquement égale à la concentration de l'ion hydrogène. A un pH d'environ 6,4, les concentrations de H_2CO_3 et de HCO_3^- sont équivalentes. A un pH inférieur à 6,4, la plupart des espèces dissoutes de carbonate sont présentes sous forme de H_2CO_3; à un pH supérieur à 6,4, elles se trouvent sous la forme de HCO_3^-. La forme bicarbonate prédomine jusqu'à un pH d'environ 10,3 au-delà duquel la concentration du CO_3^{2-} augmente. Ainsi, dans la plupart des eaux naturelles renfermant un système tampon constitué de carbonates, l'ion bicarbonate prédomine (voir la section 6.2.14) (Loewenthal et Marais 1976; McNeely et coll. 1980; Stumm et Morgan 1981; Drever 1982).

6.2.1.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Des processus à la fois naturels et anthropiques peuvent modifier l'équilibre acide-base d'un plan d'eau. Dans les systèmes aquatiques, le pH et l'alcalinité proviennent de la géologie et de la géochimie des roches et des sols du bassin. Ceci détermine la CNA du plan d'eau, dans la plupart des cas. L'activité biologique peut influer sur la variabilité du pH dans les systèmes aquatiques. Le cycle des substances nutritives et le déversement d'effluents industriels dans les systèmes aquatiques peuvent entraîner des fluctuations de pH dans les cours d'eau naturels. Les substances acidifiantes rejetées dans l'atmosphère puis déposées dans l'environnement aquatique peuvent également modifier les équilibres naturels acide-base dans l'eau. Ces perturbations peuvent diminuer la

capacité de neutralisation d'acides des eaux, puis diminuer le pH (McNeely et coll. 1980; CNRC 1982).

6.2.1.3 Concentrations dans l'environnement

Au Canada, l'alcalinité des eaux de surface varie de plusieurs ordres de grandeur, mais elle ne dépasse généralement pas 500 $mg \cdot L^{-1}$ en $CaCO_3$. Pour la plupart des eaux de surface au Canada, l'alcalinité provient généralement de la présence d'ions bicarbonate (McNeely et coll. 1980). Cependant, dans de nombreuses régions du Canada, les eaux de surface ont une faible alcalinité (<24 $mg \cdot L^{-1}$ en $CaCO_3$); ces eaux sont donc susceptibles aux variations de pH (CNRC 1982). L'acidité (totale), l'alcalinité (totale) et le pH des eaux de surface au Canada sont présentés au tableau 6-1. Le pH de 51 échantillons de sédiments prélevés dans la région de l'Atlantique avant 1980 était de 6,4-8,9 (NAQUADAT 1985).

Tableau 6-1. Acidité (totale), alcalinité (totale) et pH des eaux de surface au Canada

Région	Intervalle[1]	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Acidité (totale)			
Ouest	0,5-48,6	15	Avant 1980
Alcalinité (totale)			
Pacifique	0,5-162	1 551	1980-1985
Ouest	1,0-750,0	3 128	1980-1985
Centre	ND[2]-210,9	2 464	1980-1985
Atlantique	ND-440	6 679	1980-1985
pH			
Ouest	4,1-10,2	6 391	1980-1985
Centre	2,8-9,6	5 419	1980-1985
Atlantique	2,8-9,2	14 237	1980-1985

[1] L'intervalle est en $mg \cdot L^{-1}$ pour l'acidité et l'alcalinité. La limite de détection est 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ pour l'acidité (totale) et l'alcalinité (totale) (Environnement Canada 1979).
[2] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

6.2.1.4 Bibliographie

CNRC. 1982. Acidification dans l'environnement aquatique au Canada: critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18476. 377 pp.

Drever, J.I. 1982. The Geochemistry of Natural Waters. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey. 388 pp.

Environnement Canada. 1979. Manuel des méthodes analytiques. Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

Kramer, J.R. 1982. Alkalinity and acidity. *Dans* Water Analysis. Vol. I. Inorganic Species. Part 1. R.A. Minear and L.H. Keith (eds.). Academic Press, New York. pp. 85-135.

Loewenthal, R.E. et G.V.R. Marais. 1976. Carbonate Chemistry of Aquatic Systems: Theory and Application. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 433 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Alcalinité. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 3.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Stumm, W. et J.J. Morgan. 1981. Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. John Wiley & Sons, New York. 780 pp.

6.2.2 Aluminium

6.2.2.1 Utilisations et production

L'aluminium connaît diverses utilisations: alliages et ustensiles légers, pièces moulées, pièces d'avions, matériaux de construction y compris les parements extérieurs, équipement de sport et conducteurs électriques (Windholtz et coll. 1983). On utilise aussi couramment l'aluminium dans la fabrication de colorants et du papier, dans les tanneries et comme mordant pour l'impression des tissus. L'alun ou sulfate d'aluminium [$KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$] est utilisé dans le traitement des eaux comme floculant des solides en suspension, notamment les matières colloïdales et les microorganismes (U.S. EPA 1973).

Au Canada, la production d'aluminium se chiffrait à environ 1 064 795 t en 1982, soit 7,6 % de la production mondiale. Le Canada importe la totalité de son minerai d'aluminium sous forme de bauxite ou d'alumine. Deux sociétés produisent de l'aluminium primaire au Canada: la Canadian Reynolds Metals, qui exploite une aluminerie de 158 760 $t \cdot a^{-1}$, et l'Aluminium Company of Canada Ltd. (Alcan), qui exploite cinq alumineries produisant au total 818 000 $t \cdot a^{-1}$. En 1982, ces deux sociétés ont maintenu des niveaux de production correspondant à 90 % de leur capacité de production primaire. La consommation canadienne d'aluminium pour l'année 1982 se chiffrait, estime-t-on, à 230 000 t, soit 0,016 % de la consommation mondiale (McCutcheon 1984).

6.2.2.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

On trouve en abondance des minéraux d'aluminosilicate dans tous les types de roche et dans la plupart des matériaux géologiques, notamment les argiles. L'aluminium présent dans les sols et les sédiments peut être mobilisé tant par l'altération due aux agents atmosphériques que par des processus d'acidification accélérés, ce qui explique sa présence en concentrations décelables dans les eaux superficielles (Harvey et coll. 1982).

Parmi les sources anthropiques d'aluminium dans l'environnement aquatique, on compte les effluents liquides des industries utilisant de l'aluminium dans leur procédé, et l'utilisation d'alun comme floculant. Les eaux de mine acides peuvent également accroître les concentrations d'aluminium dans les eaux de surface (McNeely et coll. 1980).

Il peut également y avoir contamination de l'environnement aquatique par dépôt de l'aluminium rejeté dans l'atmosphère par des sources locales et éloignées. L'aluminium constitue l'un des principaux contaminants particulaires produits par la combustion de charbon; les usines d'aluminium secondaire rejettent du fluorure d'aluminium (Waldbott 1978).

6.2.2.3 Concentrations dans l'environnement

L'aluminium se place au troisième rang en ce qui concerne son abondance dans la croûte terrestre; cependant, on ne le

Tableau 6-2. Concentrations d'aluminium dans les eaux de surface au Canada

Endroit	Type d'échantillon	pH	Concentration d'Al total ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Source
Haliburton (Ontario)	Concentrations de fond	—	2-10	Scheider et coll. 1978
	26 lacs	5,5-6,0	49	"
Région de Sudbury (Ontario)	5 lacs	4,0-4,6	280-380	"
	2 lacs	5,5	69	"
Smoking Hills (T.N.-O)	Etangs temporaires formés après une pluie Juin 1977	2,25	70 000	Hutchinson 1980
		2,10	18 000	"
		2,90	4 800	"
		3,00	9 000	"
Divers endroits (un peu partout au Canada)	Eau d'un cours d'eau	—	50-140	Sorenson et coll. 1974
Coniston (Ontario)	Eaux de mine acides	<3,6	<40	Hutchinson 1980
	Effluent d'aluminerie	3,8	1 600	"
		7,0	400	"
		7,9	1 000	"
Région de l'Atlantique[1]	Eaux de surface	—	10-1250	NAQUADAT 1985
Québec[1]	Cours d'eau	—	10-1070 (610 échantillons)	"
Québec[1]	Cours d'eau	—	2 220	"
Quick (C.-B.)	Cours supérieur de la rivière Bulkley	6,3-7,8	5-1700 (16 échantillons)	Butcher 1985
Chilliwack (C.-B.)	Fleuve Fraser	6,5-7,1	2 010 (1 échantillon)	"
Colombie-Britannique	Rivière Sainte-Marie	5,9-8,9	10-9300 (10 échantillons)	"
Telkwa (C.-B.)	Rivière Telkwa	7,1-7,9	<20-5400 (10 échantillons)	"
Oliver (C.-B.)	Rivière Okanagan	7,9-8,5	<20-630 (7 échantillons)	"
Colombie-Britannique	Rivière Quinsam	5-8,3	<50-70 (35 échantillons)	"
		5-8,3	6-3300 (27 échantillons)	"
Colombie-Britannique	Rivière Flathead (à la frontière des Etats-Unis)	7,4-8,6	60-280 (4 échantillons)	"

[1] Limite de détection = 50 $\mu g \cdot L^{-1}$ (total).

trouve pas sous sa forme élémentaire à l'état naturel (U.S. EPA 1973). La plupart des eaux de surface naturelles renferment moins de 1000 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'aluminium, même si les eaux acides peuvent contenir des concentrations supérieures (McNeely et coll. 1980). Les concentrations d'aluminium dans des échantillons d'eau superficielle prélevés un peu partout au Canada sont données au tableau 6-2.

6.2.2.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le devenir de l'aluminium dans l'environnement aquatique est complexe et n'a pas encore été totalement élucidé. En général, la chimie de l'aluminium dans l'eau est essentiellement celle de l'hydroxyde d'aluminium, qui présente plusieurs caractéristiques. Il s'agit d'un composé amphotère qui forme des ions complexes avec d'autres substances dans l'eau et qui tend à se polymériser. Les espèces d'aluminium dans l'eau sont essentiellement régies par le pH et par la nature des ligands inorganiques et organiques qui s'y trouvent (Burrows 1977).

La dissociation des sels d'aluminium dans l'eau pure donne des ions aluminium hydratés qui se présentent généralement sous la forme $Al(OH)_8^{3+}$; les solutions tendent à être acides (pH $\simeq$ 4). L'hydrolyse progressive de l'ion aluminium donne l'ion univalent $Al(OH)_2^{+}$ et finalement l'hydroxyde d'aluminium

colloïdal, $Al(OH)_3$. En solution alcaline, l'hydroxyde d'aluminium est amphotère et est converti en anion aluminate, $Al(OH)_4^-$ (Burrows 1977). La solubilité de l'aluminium est minimale à pH 5,5-6,0; les concentrations d'aluminium total dissous augmentent dans l'eau lorsque le pH augmente ou diminue. A un pH inférieur à 4,0, l'aluminium se trouve surtout sous forme de cation trivalent; à un pH compris entre 4,5 et 6,5, on trouve les espèces $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^+$ et $Al(OH)_3$; à un pH supérieur à 6,5, l'espèce principale est $Al(OH)_4^-$ (Smith et Hem 1972). On a constaté que les concentrations d'aluminium soluble dans l'eau augmentaient de façon appréciable dans les lacs dont le pH des eaux de surface est inférieur à 5-6 (Dickson 1980). Par exemple, dans les lacs et les cours d'eau des Adirondacks, les concentrations d'aluminium varient de 0 à 0,6 $mg \cdot L^{-1}$, ce qui correspond à une variation de pH de 7,2 à 4,2 (Driscoll et coll. 1980).

L'aluminium a une tendance marquée à former des hydrates d'aluminium dimères, oligomères et polymères (Smith et Hem 1972). En outre, l'aluminium peut former de nombreux ions complexes avec les fluorures, les sulfates et les matières organiques. Selon certains, en présence d'une quantité équimolaire de fluorures ou d'un excès de fluorures, presque tout l'aluminium présent s'associe aux ions fluorures à un pH inférieur au pH neutre (Lind et Hem 1975). A un pH d'environ 7, les complexes d'hydroxyaluminium prédominent. Les complexes de sulfate d'aluminium ne seront présents en concentrations appréciables qu'à un faible pH (<4,0) et en présence de concentrations élevées de sulfates (>10 $mg \cdot L^{-1}$) (Hem 1968). De nombreuses matières organiques, comme l'acide humique, l'acide fulvique, les sucres réducteurs et les acides organiques peuvent mobiliser l'aluminium dans l'environnement aquatique (Beck et coll. 1974). On a établi une corrélation entre, d'une part, la concentration d'aluminium soluble dans les lacs et les cours d'eau et, d'autre part, le pH et le carbone organique total; les concentrations d'aluminium diminuaient au fur et à mesure que le pH diminuait et que la teneur en carbone augmentait (Driscoll et coll. 1980). La transparence des eaux de lacs acidifiés augmenterait à des pH plus acides, en raison de la coagulation et de la précipitation des matières humiques en présence de fer et d'aluminium (Dickson 1980).

6.2.2.5 Bibliographie

Beck, K.C., J.H. Reuter et E.M. Perdue. 1974. Organic and inorganic geochemistry of some coastal plain rivers in the southeastern United States. Geochim. Cosmochim. Acta 38: 341-364.

Burrows, W.D. 1977. Aquatic aluminum: chemistry, toxicology and environmental prevalence. CRC Crit. Rev. Environ. Control 7: 167-216.

Butcher, G.A. 1985. Communication personnelle. British Columbia Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique).

Dickson, W. 1980. Properties of acidified waters. *Dans* Proc. Int. Conf. Ecological Impact of Acid Precipitation. D. Drablos and A. Tollan (eds.). March 11-14, Sandefjord, Norway. pp. 75-83.

Driscoll, C.T., J.P. Baker, J.J. Bisogni et C.L. Schofield. 1980. Effect of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters. Nature (London) 284: 161-164.

Harvey, H.H., R.C. Pierce, P.J. Dillon, J.R. Kramer et D.M. Whelpdale. 1982. Acidification dans l'environnement aquatique au Canada: critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18476. 377 pp.

Hem, J.D. 1968. Graphical Methods for Studies of Aqueous Aluminum Hydroxide, Fluoride and Sulfate Complexes. U.S. Geol. Surv. Water Supply Pap. No. 1827-B. U.S. Government Printing Office, Washington D.C.

Hutchinson, T.C. 1980. Effects of acid leaching on cation loss from soils. *Dans* Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems. T.C. Hutchinson and M. Havas (eds.). Plenum Press, New York.

Lind, C.J. et J.D. Hem. 1975. Effect of Organic Solutes on Chemical Reactions of Aluminum. U.S. Geol. Surv. Water Supply Pap. No. 1827-G. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.

McCutcheon, W. 1984. Aluminium. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1982. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. Rapport minéral nº 32.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Aluminium. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 4.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Scheider, W.A., D.S. Jefferies et P.J. Dillon. 1978. Effects of precipitation on precambrian freshwaters in southern Ontario. J. Great Lakes Res. 5: 45-51.

Smith, R.W. et J.D. Hem. 1972. Effect of Aging on Aluminum Hydroxide Complexes in Dilute Aqueous Solutions. U.S. Geol. Surv. Water Supply Pap. No. 1827-D. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.

Sorenson, J.R.J., I.R. Campbell, L.B. Tepper et R.D. Lingg. 1974. Aluminum in the environment and human health. Environ. Health Perspect. 8: 3-95.

U.S. EPA. 1973. Water Quality Criteria 1972. Committee on Water Quality Criteria, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. EPA-R3-73-033.

Waldbott, G.L. 1978. Health Effects of Environmental Pollutants. The C.V. Mosby Co., St. Louis, Missouri.

Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumett et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. 10th edition. Merck & Co., Inc., Rahway, New Jersey

6.2.3 Amiante

6.2.3.1 Utilisations et production

L'amiante est le nom courant attribué à des composés minéraux fibreux (silicates) du groupe de la serpentine (chrysotile) et du groupe de l'amphibole (actinolite, amosite, anthophyllite, crocidolite, trémolite) (Shugar 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982). Les propriétés réfractaires de l'amiante en font un composé précieux pour les matériaux ignifuges. En raison de leur résistance à la traction et de leur flexibilité, certains types d'amiante entrent dans la composition de textiles thermorésistants utilisés pour fabriquer des rideaux, des vêtements et des gants ignifuges. Dans le domaine de la construction, l'amiante est utilisé dans la fabrication d'isolants thermiques, d'insonorisants, de carreaux pour planchers et plafonds, de feutres imprégnés d'asphalte, de composés de revêtement et de colmatage, de panneaux et de tuyaux. En raison de sa qualité d'antifriction, on utilise l'amiante dans les garnitures de freins et les disques d'embrayage. L'amiante est utilisé aussi comme isolant électrique et dans certains produits à base de papier (Shugar 1980; U.S. EPA 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982).

En 1982, la production d'amiante au Canada s'élevait à quelques $1,12 \times 10^6$ t, soit environ 24,6 % de la production mondiale, au second rang après l'U.R.S.S. En 1982, 85 à 90 % de la production d'amiante au Canada provenait du

Québec. La consommation canadienne n'était que de 1,2 % de la production mondiale. La chrysotile représente 90 % de la production canadienne d'amiante, le reste étant constitué de crocidolite (6 %), d'amosite (3 %) et d'autres types d'amiante (< 1 %) (Vagt 1984). La chrysotile est le type d'amiante le plus largement utilisé; elle représente plus de 95 % de la production mondiale (Speil 1974; Shugar 1980). Les principaux utilisateurs d'amiante sont les Etats-Unis et l'U.R.S.S. (Vagt 1984).

6.2.3.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'amiante provient d'une roche riche en silicates de ferromagnésium. En plus d'exister à l'état de minerai, les fibres d'amiante sont aussi présentes dans le sol, l'eau et l'air (Shugar 1980). Le Canada possède les plus grandes réserves d'amiante; elles sont estimées à 130×10^6 t si l'on se base sur les gisements mondiaux connus en 1975 (Lamarche 1975).

L'érosion et l'altération naturelle ainsi que les sources industrielles rejettent des fibres d'amiante dans l'environnement aquatique (CMI 1977; Shugar 1980). Des 243 527 t d'amiante (d'après des données de 1975) déversées, selon les estimations, dans l'environnement aux Etats-Unis, 98,3 % l'ont été sur terre, 1,5 % dans l'atmosphère et 0,2 % directement dans l'eau. L'élimination de déchets solides par les consommateurs était la source la plus importante (U.S. EPA 1980). Les sources industrielles d'amiante comprennent le déversement de certains résidus miniers dans les systèmes aquatiques et le ruissellement dans les lacs et les cours d'eau des eaux industrielles et des eaux provenant de l'épuration de l'air (Shugar 1980).

Les fibres d'amiante peuvent être introduites directement dans les systèmes d'approvisionnement en eau à partir des tuyaux en fibrociment (Shugar 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982). La quantité rejetée est déterminée par "l'agressivité" de l'eau, qui est un indice basé sur le pH, l'alcalinité totale et la dureté calcique (Kramer et Murdock 1974; Buelow et coll. 1980).

La présence de fibres d'amiante dans les eaux naturelles peut être due aussi à la pollution atmosphérique. Ces fibres peuvent provenir de retombées dans les systèmes aquatiques ou de retombées sur le sol puis du ruissellement vers l'environnement aquatique. En 1974, le rejet atmosphérique d'amiante d'origine canadienne a été estimé à 7140 t (Gagan 1980) provenant notamment de l'exploitation et du traitement de l'amiante, et de la fabrication et de l'utilisation de produits à base d'amiante (MacLaren, J.F., Ltd. 1973).

6.2.3.3 Concentrations dans l'environnement

Les concentrations d'amiante dans les rivières et les lacs varient considérablement selon la proximité de ces derniers de sources industrielles. Les concentrations de fond sont, estime-t-on, d'environ 10^6 fibres par litre (Kramer et Murdock 1974), l'intervalle signalé étant de $(<1\text{-}10) \times 10^6$ fibres par litre (Cunningham et Pontefract 1971; CMI 1974). Certains auteurs estiment que la concentration naturelle d'amiante dans les Grands lacs, c.-à-d. avant l'apparition de sources anthropiques, était d'environ 10^5 fibres par litre (Cook 1977). Les résultats des échantillonnages ne sont pas signalés dans la NAQUADAT.

6.2.3.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'amiante est composé de silicium, d'oxygène, d'hydrogène et de un ou plusieurs cations métalliques, notamment le sodium, le magnésium, le calcium et le fer. Contrairement à d'autres minéraux de l'amiante, les fibres de chrysotile ont une charge positive en milieu aqueux. Elles attirent donc la plupart des matières dispersées ou sont attirées par elles. La surface très réactive de l'amiante provoque de nombreuses réactions en surface allant d'une simple adsorption à une véritable réaction chimique (U.S. EPA 1980).

Le devenir des fibres d'amiante dans l'environnement aquatique peut être modifié, estime-t-on, par les phénomènes de sédimentation, de resuspension et de migration. Cependant, on ignore le temps de séjour de l'amiante dans l'eau (CMI 1974).

Des études expérimentales portent à croire que la chrysotile est lentement solubilisée dans l'eau dans des conditions d'extraction continue (Hostetler et Christ 1968; Chowdhury 1975). Certains ont proposé que la présence de métaux à l'état de trace produit une suspension de chrysotile dans l'eau qui persiste jusqu'à l'extraction d'une quantité suffisante de magnésium de la structure de la chrysotile (U.S. EPA 1979). Des études effectuées dans le lac Supérieur indiquent que, même si les fibres d'amiante peuvent être transportées sur des distances importantes dans l'eau, elles peuvent aussi se coaguler et se déposer (Kramer 1976).

Il semble que les sédiments n'ont pas une affinité d'adsorption pour les matières solides comme l'amiante, que l'on trouve normalement dans les eaux naturelles. Cependant, de nombreuses matières inorganiques et organiques peuvent être adsorbées sur l'amiante, en fait plus de 60 composés d'après certaines observations (Hilborn et coll. 1974). La chrysotile d'origine canadienne traitée commercialement renferme de 5 à 200 $mg \cdot kg^{-1}$ de matière organique, pour la plupart des n-alcanes, avec parfois de faibles quantités d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (Gibbs et Hui 1971).

Il n'existe guère de données sur l'accumulation de fibres d'amiante dans les tissus des organismes aquatiques. Les poissons qui vivent dans des eaux à forte teneur en fibres d'amiante n'en accumulent pas des quantités susceptibles de menacer la santé humaine (Shugar 1980). Rien n'indique qu'il y ait bioaccumulation d'amiante dans les organismes aquatiques (U.S. EPA 1979).

6.2.3.5 Bibliographie

Buelow, R.W., J.R. Millette, E.F. McFarren et J.M. Symons. 1980. The behavior of asbestos-cement pipe under various water quality conditions: a progress report. J. Am. Water Works Assoc. 72: 91-102.

Chowdhury, S. 1975. Kinetics of leaching of asbestos minerals at body temperatures. J. Appl. Chem. Biotechnol. 25: 347-353.

CMI. 1974. Asbestos in the Great Lakes with Emphasis on Lake Superior. Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1977. Asbestos. *Dans* New and Revised Great Lakes Water Quality Objectives. Vol. II. Rapport de la Commission mixte internationale présenté aux gouvernements des Etats-Unis et du Canada, Windsor (Ontario). pp. 142-143.

Cook, P.M. 1977. Communication personnelle. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. (Mentionnée dans Shugar 1980.)
Cunningham, H.M. et R.D. Pontefract. 1971. Asbestos fibres in beverages and drinking water. Nature (London) 232: 332-333.
Gagan, E.W. 1980. Assainissement de l'air dans les mines et les usines de broyage d'amiante. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada. Rapport nº SPE 3-AP-76-6F. 54 pp.
Gibbs, G.W. et H.Y. Hui. 1971. The organic content of Canadian chrysotile. Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 32: 519-528.
Hilborn, J., R.S. Thomas et R.C. Lao. 1974. The organic content of international reference samples of asbestos. Sci. Total Environ. 3: 129-140.
Hostetler, P.B. et C.L. Christ. 1968. Studies in the system MgO-SiO_2-CO_2-H_2O(l): the activity product constant of chrysotile. Geochim. Cosmochim. Acta 32: 485-497.
Kramer, J.R. 1976. Fibrous cummingtonite in Lake Superior. Can. Mineral. 14: 91-98.
Kramer, J.R. et O. Murdock. 1974. Asbestos research at McMaster University. Can. Res. Dev. 7(6): 31.
Lamarche, R.Y. 1975. Third International Conference on Physics and Chemistry of Asbestos Minerals. Geosci. Can. 2: 200-204.
MacLaren, J.F., Ltd. 1973. Inventaire national des sources et des émissions d'amiante (1970). Direction générale de l'assainissement de l'air, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada. Rapport nº APCD 73-4F. 45 pp.
Santé et Bien-être social Canada. 1982. Amiante. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 143-156.
Shugar, S. 1980. Les effets de l'amiante dans l'environnement au Canada. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16453. 202 pp.
Speil, S. 1974. Chrysotile in water. Environ. Health Perspect. 9: 161-163.
U.S. EPA. 1979. Asbestos. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 7-1 à 7-17.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Asbestos. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-002.
Vagt, G.O. 1984. L'amiante. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1982. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources, Canada, Ottawa. Rapport minéral nº 32.

6.2.4 Antimoine

6.2.4.1 Utilisations et production

L'antimoine est utilisé dans les produits ignifugeants, les pigments pour peinture, l'émail pour céramique, le verre et la poterie, les plastiques, les amorces de munition et les pièces pyrotechniques. L'antimoine métallique pur est employé pour la fabrication de semi-conducteurs, de détecteurs infrarouges et de diodes. Les alliages d'antimoine sont utilisés pour fabriquer des accumulateurs, des matériaux antifriction, des caractères typographiques et des gaines de câble (Lymburner et Knoll 1973; Santé et Bien-être social Canada 1982).

En 1983 et 1984, la production d'antimoine primaire au Canada se chiffrait à 385 et à 510 t respectivement (Energie, Mines et Ressources Canada 1985). Depuis 1981, la production d'antimoine primaire au Canada est en grande partie un sous-produit de l'affinage du plomb en Colombie-Britannique et au Nouveau-Brunswick. La production minière d'antimoine du monde occidental a été estimée à 24 000 t en 1984, en baisse des 26 235 t produites en 1983. La consommation d'antimoine au Canada en 1983 s'élevait à 217 t, mais on ne dispose d'aucune donnée sur la consommation pour l'année 1984; cependant, on prévoit qu'elle sera légèrement inférieure. Les importations d'antimoine sous forme d'oxyde d'antimoine ont été estimées à 1001 t en 1983 et 1984 (Bigauskas 1985).

6.2.4.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'antimoine pénètre dans l'environnement aquatique à la suite de l'altération naturelle des roches et par ruissellement sur les sols. La teneur en antimoine de la croûte terrestre est d'environ 0,2-0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (U.S. EPA 1979, 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982). Parmi les minéraux importants qui contiennent de l'antimoine, on compte le Sb à l'état natif, la stibnite (Sb_2S_3), la kermésite (Sb_2S_2O), la sénarmontite (Sb_2O_3), la jamesonite ($2PbS \cdot Sb_2S_3$) et la boulangérite ($5PbS \cdot 2Sb_2S_3$). Parmi les composés d'origine anthropique, on compte la stibine (SbH_3), un gaz toxique; les chlorures $SbCl_3$ et $SbCl_5$; les sulfures Sb_2S_3 et Sb_2S_5 et les oxydes Sb_2O_3 et Sb_2O_5 (U.S. EPA 1979).

Parmi les sources anthropiques, on compte les effluents des installations minières et de fabrication, ainsi que les déversements d'origine urbaine et industrielle (U.S. EPA 1980; Ontario Ministry of the Environment 1981). Aucune donnée n'est disponible sur les concentrations d'antimoine dans ces déversements.

L'antimoine est rejeté dans l'atmosphère à partir de sources industrielles comme les centrales thermiques alimentées au charbon, les fonderies de cuivre et les usines de produits chimiques inorganiques (Crecelius et coll. 1974). On trouve également de l'antimoine dans l'essence à des concentrations pouvant atteindre 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ (Jungers et coll. 1975). L'antimoine peut alors contaminer le sol et les eaux de surface lorsqu'il est transporté par la pluie ou par les retombées de poussières (Santé et Bien-être social Canada 1982).

6.2.4.3 Concentrations dans l'environnement

On trouve généralement de l'antimoine à l'état de trace dans les eaux de surface (Ontario Ministry of the Environment 1981). Les concentrations d'antimoine sont en moyenne de 1,1 $mg \cdot L^{-1}$ dans les cours d'eau douce des Etats-Unis (U.S. EPA 1980). Les concentrations d'antimoine dans les eaux de surface du Canada sont présentées au tableau 6-3. Depuis 1980, les résultats des échantillonnages relatifs à l'antimoine n'ont pas été consignés dans la base de données NAQUADAT (1985).

6.2.4.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'antimoine existe généralement au degré d'oxydation +3 ou +5. L'antimoine trivalent forme des complexes avec des acides inorganiques et organiques pour donner des sels antimoniés, comme le disulfate $(Sb(SO_4)_2)^-$, le dioxalate $Sb(C_2O_4)^{2-}$ et le tartrate $(Sb(OH)C_4H_3O_5)^-$ qui est bien connu (Ferguson et Gavis 1972). Parmi les exemples de com-

Tableau 6-3. Concentrations d'antimoine dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<0,01[1]-0,2	49	Avant 1980
	<0,01	72	Avant 1980
	<0,001[2]-0,004	19	Avant 1980
Ouest	<0,005[1]-1,0	682	Avant 1980
	<0,004[3]-0,5	11	Avant 1980
Atlantique	0,001[1]-9,1	320	Avant 1980

[1] Limite de détection = 0,0002 $mg \cdot L^{-1}$ (extractible).
[2] Limite de détection = 0,0002 $mg \cdot L^{-1}$ (total).
[3] Limite de détection = 0,0002 $mg \cdot L^{-1}$ (dissous).

Source: NAQUADAT 1985.

plexes à l'état trivalent, citons le trioxyde d'antimoine, peu hydrosoluble, et le trichlorure d'antimoine, qui est très soluble mais qui forme un oxychlorure insoluble. On connaît peu de choses sur la chimie de l'antimoine pentavalent en milieu aqueux (Carriker et coll. 1976).

L'antimoine se trouve sous forme de trioxyde hydraté $Sb_2O_3 \cdot (H_2O)_n$ dans des conditions moyennement oxydantes. Contrairement à l'arsenic qui forme l'acide arsénieux (H_3AsO_3) dans des conditions légèrement oxydantes, l'acide d'antimoine trivalent n'est pas connu. Toutefois, les antimoines sont des sels bien définis (Carriker et coll. 1976).

En raison de la stabilité relative des antimoines et des antimoniates dans l'intervalle d'oxydo-réduction couramment observée dans les eaux de surface, la plus grande partie de l'antimoine qui pénètre dans l'environnement aquatique est vraisemblablement transportée à l'état dissous. On ignore dans quelle mesure les processus de sorption diminuent la concentration d'antimoine dans l'eau, même si l'on sait que l'antimoine possède une affinité pour l'argile et les surfaces minérales. Il peut également y avoir coprécipitation avec le fer hydraté, le manganèse et l'aluminium (U.S. EPA 1979). Des études sur le terrain ont révélé que l'antimoine est lié aux sédiments, mais on ignore le degré et l'importance de ces liaisons (Maxfield et coll. 1974; Crecelius et coll. 1975).

Il peut se former de la stibine (SbH_3), qui est volatile, en milieu réducteur. Cependant, ce composé n'est pas stable dans les eaux aérobies et il se transforme rapidement en oxyde (Sb_2O_3). La photolyse ne joue pas, estime-t-on, un rôle important dans l'élimination de l'antimoine de l'eau (U.S. EPA 1979).

Peu d'études ont traité de la bioaccumulation de l'antimoine dans l'environnement aquatique. On a signalé des facteurs de bioconcentration de 40 et de 16 000 pour les poissons et des invertébrés d'eau douce respectivement (Chapman et coll. 1968). Une exposition de 28 j au trioxyde d'antimoine n'a provoqué aucune bioconcentration décelable de cet élément chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (U.S. EPA 1978). On n'a pas observé de biométhylation dans le cas de l'antimoine; cependant, elle serait possible, car elle se produit chez les éléments voisins de l'antimoine dans le tableau périodique (p. ex. Sn, Pb, As, Se, Te) (Parris et Brinckman 1976).

6.2.4.5 Bibliographie

Bigauskas, J. 1985. Antimoine. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa, pp. 7.1-7.6.

Chapman, W.H., H.L. Fisher et M.W. Pratt. 1968. Concentration Factors of Chemical Elements in Edible Aquatic Organisms. Lawrence Radiation Laboratory, Livermore, California. UCRL-50564. 46 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. A Comprehensive Text. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Crecelius, E.A., C.J. Johnson et G.C. Hofer. 1974. Contamination of soils near a copper smelter by arsenic, antimony and lead. Water Air Soil Pollut. 3: 337-342.

Crecelius, E.A., M.H. Bothner et R. Carpenter. 1975. Geochemistries of arsenic, antimony, mercury and related elements in sediments of Puget Sound. Environ. Sci. Technol. 9: 325-333.

Energie, Mines et Ressources Canada. 1985. Canadian Mineral Production 1983 and 1984. Can. Min. J. 106(2): 26-27.

Jungers, R.H., R.E. Lee, Jr. et D.J. von Lehmden. 1975. The EPA national fuels surveillance network. 1. Trace constituents in gasoline and commercial gasoline fuel additives. Environ. Health Perspect. 10: 143-150.

Lymburner, D.B. et H. Knoll. 1973. Antimoine, production et utilisation au Canada. Centre canadien des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Maxfield, D., J.M. Rodriguez, M. Buettner, J. Davis, L. Forbes, R. Kovacs, W. Russel, L. Schultz, R. Smith, J. Stanton et C.M. Wai. 1974. Heavy metal pollution in the sediments of the Coeur d'Alene River delta. Environ. Pollut. 7: 1-6.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Ontario Ministry of the Environment. 1981. Outlines of Analytical Methods: a Guide to the Occurrence, Significance, Sampling and Analysis of Chemical and Microbiological Parameters in Water, Sediment, Soil, Vegetation and Air. Coordinated by Water Quality Section, Laboratory Services Branch, Toronto, Ontario. 280 pp.

Parris, G.E. et F.E. Brinckman. 1976. Reactions which relate to the environmental mobility of arsenic and antimony II – oxidation of trimethylarsine and trimethylstibine. Environ. Sci. Technol. 10: 1128-1134.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Antimoine. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 165-173.

U.S. EPA. 1978. In-depth Studies on Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S. Environmental Protection Agency. Contract No. 68-01-4646.

U.S. EPA. 1979. Antimony. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 5-1 à 5-8.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Antimony. Office of Water Regulations and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-020.

Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. 10th edition. Merck and Co., Inc., Rahway, New Jersey.

6.2.5 Argent

6.2.5.1 Utilisations et production

Une part importante de la consommation d'argent est destinée à la fabrication de produits photographiques. Parmi les autres utilisations importantes de l'argent, mentionnons la fabrication d'articles en argent sterling, d'articles plaqués et

Tableau 6-4. Production, consommation, importations et exportations d'argent au Canada

Paramètre	Quantité (t)		
	1982	1983	1984
Production	1314	1106	1168
Consommation	292	180,5	ND[1]
Importations	628	493	181[2]
Exportations	1737	1487	1117[3]

[1] ND = non disponible.
[2] Estimation partielle: les données sur l'argent dans les minerais et les concentrés ne sont pas disponibles pour 1984.
[3] Janvier à septembre 1984.

Source: Law-West 1985.

Tableau 6-5. Concentrations d'argent total dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<0,005-0,01	69	Avant 1980
Ouest	ND[2]	43	Avant 1980
Atlantique	ND-<0,01	13	Avant 1980

[1] Limite de détection = 0,005-0,01 $mg \cdot L^{-1}$ (total).
[2] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

d'orfèvrerie, de monnaie et de médailles, d'appareils électriques et électroniques comme les accumulateurs, les contacts et les conducteurs, d'alliages pour le brasage et la soudure, de catalyseurs, de miroirs, de fongicides et de fournitures dentaires et médicales. De tous les métaux, l'argent est celui qui présente les conductibilités électrique et thermique les plus élevées. L'oxyde d'argent imprégné dans du charbon de bois sous forme de cartouches peut être utilisé comme désinfectant pour l'eau potable (Taylor et coll. 1983).

Approximativement 90 % de la production annuelle mondiale d'argent est obtenue comme sous-produit de l'exploitation du plomb-zinc, du cuivre et de l'or. Le reste provient de gisements qui sont exploités pour l'argent (Boyle 1968).

La production, la consommation, les importations et les exportations d'argent au Canada sont présentées au tableau 6-4. En 1982, 1983 et 1984, on a estimé la production mondiale à 11 552 t, 12 130 t et 12 700 t respectivement.

6.2.5.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'argent compte parmi les éléments les moins communs mais les plus répandus dans la croûte terrestre. On a estimé son abondance moyenne dans la croûte terrestre à 0,07 $mg \cdot kg^{-1}$, ce qui le place au 69e rang parmi 88 éléments (Taylor 1964). L'argent est un métal blanc, lustré et malléable que l'on trouve dans la nature à l'état élémentaire (Cotton et Wilkinson 1980) et dans des minerais comme l'argentite (Ag_2S), la cérargyrite (AgCl), la proustite ($3AgS \cdot As_2S_3$) et la pyrargyrite ($3Ag_2S \cdot Sb_2S_3$) (U.S. EPA 1979).

Des processus naturels comme l'altération et l'activité volcanique libèrent de l'argent dans l'environnement. On a trouvé de l'argent associé à du soufre (sulfures et sulfates), à des chlorures et à des sels d'ammonium dans divers produits de l'activité fumerollienne (sources chaudes) et volcanique (Boyle 1968). Aucune estimation des quantités libérées dans l'environnement par ces voies n'est disponible. On a estimé que 11 000 $t \cdot a^{-1}$ d'argent pénètrent dans les océans du globe par altération (Bertine et Goldberg 1971).

Diverses activités humaines libèrent de l'argent dans l'environnement. On estime que 25 % (soit 1263 t) de l'argent consommé chaque année aux Etats-Unis entre 1966 et 1972 a été rejeté dans l'environnement par remblayage, incinération ou lagunage, ou a été déversé directement dans l'eau (Smith et Carson 1977). Dans les régions industrielles, la concentration d'argent dans les eaux de surface peut atteindre 0,04 $mg \cdot L^{-1}$ (Smith et Carson 1977). On a estimé que l'industrie du fer et de l'acier, l'industrie du ciment et la combustion de charbon dégagent 327 t d'argent dans l'atmosphère. De l'argent est également dégagé lors de la production de pétrole brut et de l'utilisation d'iodure d'argent pour l'ensemencement des nuages en vue de modifier le climat. En 1977, on a utilisé de 0,6 t à 0,7 t d'iodure d'argent pour l'ensemencement de nuages dans l'Ouest du Canada (Taylor et coll. 1983).

6.2.5.3 Concentrations dans l'environnement

On a estimé que les eaux de surface dans les régions non industrialisées renferment 0,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'argent (Smith et Carson 1977; CNRC 1983). Les sédiments sous ces eaux de surface en renfermaient en moyenne 0,6 $mg \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982). Les mesures enregistrées aux stations de la base de données NAQUADAT indiquent que les concentrations d'argent dans 90 % des échantillons d'eau étaient inférieures à la limite de détection qui varie de 0,004 à 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT 1978). Les concentrations d'argent total dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-5.

6.2.5.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'argent peut posséder les degrés d'oxydation 0, +1 et +2; dans les systèmes aqueux, l'argent ionique existe principalement à l'état monovalent, Ag(I). L'argent métallique est stable sur une bonne partie de l'intervalle de pH et de potentiel d'oxydoréduction de l'eau, mais présente une très faible solubilité dans l'eau (Cotton et Wilkinson 1980). L'argent peut être présent dans les systèmes aquatiques sous forme colloïdale (p. ex. AgCl, Ag_2S, Ag_2Se, Ag_3AsS_3), faire partie intégrante de diverses substances humiques ou être adsorbé sur ces dernières, ou encore être présent en petites quantités sous forme d'espèces dissoutes (p. ex. sous forme de composés organiques simples de l'argent comme les tartrates et les acétates, ou sous forme de composés plus complexes). Dans les eaux renfermant des concentrations élevées de chlorure de potassium et de sodium, on peut trouver des complexes du type $Na(AgCl_2)$. L'argent peut également être dissous sous forme de complexes doubles de soufre, d'arsenic, d'antimoine, de tellure et de sélénium (Boyle 1968). Des sul-

fures, des sulfures complexes et des polysulfures peuvent être présents dans les eaux renfermant des concentrations élevées de sulfure. Les halogénures d'argent sont relativement insolubles et l'on considère que la formation de chlorure joue un rôle important dans la régulation de la mobilité de l'argent dans l'eau lorsque les concentrations de chlorures dépassent 35 $mg \cdot L^{-1}$ (Hem 1977).

Dans des conditions aérobies, l'ion argenteux, Ag(I), est soluble et mobile; toutefois, à mesure que le pH augmente, l'argent a tendance à précipiter. A des pH de 7,5 à 8,0, les sels d'argent s'hydrolysent en solution aqueuse et donnent l'oxyde qui est insoluble (Boyle 1968). Des calculs théoriques sur l'état d'équilibre (Morel et coll. 1973; Hem 1977; Jenne et coll. 1978) ont montré qu'en solution aqueuse, les espèces prédominantes de l'argent sont Ag(I) et AgCl. A une concentration de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$, 60 % de l'argent était présent sous forme de l'ion monovalent. En présence de l'ion chlorure, les concentrations d'ions Ag(I) diminuent avec le pH pour des pH supérieurs à 7,0 environ. En l'absence de chlorure, une augmentation du pH donne des quantités croissantes de $Ag(HS)_2$. L'introduction d'agents complexants, comme l'ANT et les citrates, ne modifiait pas de façon significative les équilibres observés (Morel et coll. 1973; Hem 1977; Jenne et coll. 1978).

La sorption et la précipitation sont les principaux mécanismes qui régissent le transport de l'argent dans l'environnement aquatique. La sorption, en particulier par le bioxyde de manganèse, et la précipitation des halogénures d'argent abaissent d'une manière efficace les concentrations d'argent dans l'eau. L'influence de ces processus ainsi que le caractère peu abondant de l'argent dans la croûte terrestre expliquent les faibles concentrations observées dans la phase aqueuse. Le potentiel d'oxydoréduction influence de manière indirecte la formation des espèces d'argent puisqu'il régit le comportement dans l'eau des oxydes de soufre et de manganèse, comportement qui détermine en retour les espèces d'argent formées (U.S. EPA 1979). Le bioxyde de manganèse, le $Fe(OH)_3$, la montmorillonite, l'illite, la kaolinite et le Fe_2O_3, présentent, en ordre décroissant, une affinité d'adsorption pour l'argent (Kharkar et coll. 1968). Cela explique les teneurs en argent plus élevées dans les sédiments que dans l'eau qui les recouvre (Chao et Anderson 1974). La matière organique peut également adsorber l'argent. Des études sur le terrain ont montré qu'il y a une corrélation entre la teneur en argent des sédiments et la teneur en matière organique, et que cette corrélation peut expliquer des facteurs d'enrichissement atteignant 10^3 (Freeman 1979).

La photolyse et la volatilisation ne sont pas considérées comme des processus importants d'élimination de l'argent dans l'eau (U.S. EPA 1979).

L'argent peut être accumulé par les organismes aquatiques, quoique les facteurs de bioconcentration soient relativement faibles. Par exemple, les facteurs de bioconcentration pour les algues et *Daphnia magna* étaient inférieurs à 100 (Terhaar et coll. 1977). Les organismes des boues activées peuvent concentrer l'argent par des facteurs de 10^3-10^4 par rapport aux concentrations dans les eaux usées (Chiu 1973). L'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides)* (Coleman et Cearley 1974) et le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Coleman et Cearley 1974; U.S. EPA 1978) accumulent l'argent à des concentrations généralement inférieures à 100 fois les concentrations dans l'eau. On a signalé dans le nymphéa odorant (*Nymphaea odorata*) des concentrations d'argent deux fois plus élevées que dans l'eau (Cowgill 1973). Il ne semble pas y avoir biomagnification de l'argent (Terhaar et coll. 1977). De plus, la biométhylation est peu vraisemblable en raison de la relative instabilité des composés de d'alkyl-argent (Cotton et Wilkinson 1980).

6.2.5.5 Bibliographie

Bertine, K.K. et E.D. Goldberg. 1971. Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. Science 173: 233-235.

Boyle, R.W. 1968. The Geochemistry of Silver and its Deposits. Geol. Surv. Can. Bull. No. 160.

Chao, T.T. et B.J. Anderson. 1974. The scavenging of silver by manganese and iron oxides in stream sediments collected from two drainage areas of Colorado. Chem. Geol. 14: 159-166.

Chiu, Y. 1973. Recovery of Heavy Metals by Microbes. Ph.D. Thesis. School of Engineering, University of Western Ontario, London, Ontario.

CNRC. 1983. Fiches de données sur certains éléments toxiques. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 19253. 48 pp.

Coleman, R.L. et J.E. Cearley. 1974. Silver toxicity and accumulation in largemouth bass and bluegill. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 12: 53-61.

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. A Comprehensive Text. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Cowgill, U.M. 1973. Biogeochemical cycles for the chemical elements in *Nymphaea odorata* Ait. and the aphid *Rhopalosiphum nymphaeae* (L.) living in Linsley Pond. Sci. Total Environ. 2: 259-303.

Freeman, R.A. 1979. Ecological kinetics of silver in an alpine lake ecosystem. *Dans* Proc. 2nd Annual Symp. Aquatic Toxicology. ASTM STP 667. L.L. Marking and R.A. Kimerle (eds.). American Society for Testing and Materials, Cleveland, Ohio. pp. 342-358.

Hem, J.D. 1977. Reactions of metal ions at surfaces of hydrous iron oxide. Geochim. Cosmochim. Acta 41: 527-538.

Jenne, E.A., D.C. Grivin, J.W. Ball et J.M. Barchard. 1978. Inorganic speciation of silver in natural waters – fresh to marine. *Dans* Environmental Impacts of Artificial Ice Nucleating Agents. D.A. Klein (ed.). Dowden, Hutchinson and Ross Inc., Stroudsburg, Pennsylvania. pp. 41-61. (Mentionnée dans Taylor et coll. 1983.)

Kharkar, D.P., K.K. Turekian et K.K. Bertine. 1968. Stream supply of dissolved silver, molybdenum, antimony, selenium, chromium, cobalt, rubidium and cesium to the oceans. Geochim. Cosmochim. Acta 32: 285-298.

Law-West, D. 1985. Argent. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 10.1-10.11.

Morel, F., R.E. McDuff et J.P. Morgan. 1973. Interactions and chemostasis in aquatic systems: role of pH, pE, solubility and complexation. *Dans* Trace Metals and Metal-Organic Interactions in Natural Waters. P.C. Singer (ed.). Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 157-200. (Mentionnée dans Taylor et coll. 1983.)

NAQUADAT. 1978. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Argent. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 175-181.

Smith, I.C. et B.L. Carson. 1977. Trace Metals in the Environment. Vol. 2. Silver. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 469 pp.
Taylor, M.C., A. Demayo et S. Reeder. 1983. L'argent. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol.1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Taylor. S.R. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. Geochim. Cosmochim. Acta 28: 1273-1285.
Terhaar, C.J., W.S. Ewell, S.P. Dziuba, W.W. White et P.J. Murphy. 1977. A laboratory model for evaluating the behavior of heavy metals in an aquatic environment. Water Res. 11: 101-110.
U.S. EPA. 1978. In-depth Studies on Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA Contract No. 68-01-4646.
U.S. EPA. 1979. Silver. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 17-1 à 17-11.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Silver. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-071.

6.2.6 Arsenic

6.2.6.1 Utilisations et production

L'arsenic entre dans la préparation de pigments, de produits médicinaux, de verres et d'alliages avec le plomb et le cuivre. Les composés de l'arsenic (p. ex. les arséniates de calcium et de plomb et l'arsénite de sodium) sont également utilisés comme pesticides, herbicides, défoliants pour le coton et la pomme de terre, et agents de conservation. On utilise de l'arsenic très pur dans la fabrication de semi-conducteurs (George 1970; Smith 1973; Demayo et coll. 1982).

Des 240 t d'arsenic utilisées au Canada en 1974, 67 % ont été employées à la fabrication de verre, 32 % ont été utilisées pour le laminage, le moulage et l'extrusion des métaux, et le reste a servi à d'autres industries chimiques. En 1971, la production d'arsenic au Canada se chiffrait à 34 t. Depuis lors, elle a diminué et est pratiquement nulle (Statistique Canada 1976a, b, c, d).

Le tableau 6-6 donne la liste des importations d'arsenic et de deux de ses dérivés au Canada en 1981 et en 1982 (Statistique Canada 1983).

6.2.6.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les minéraux contenant de l'arsenic sont largement répandus, les plus communs étant ceux dans lesquels l'arsenic est combiné à du soufre et du fer ou du nickel, p. ex. le réalgar (As_2S_2), le mispickel (FeAsS), la gersdorffite (NiAsS) et la niccolite (NiAs) (Demayo et coll. 1982).

Les rejets d'arsenic dans l'environnement proviennent de l'altération climatique des roches arsénifères et de l'activité volcanique. La contribution globale d'arsenic par altération climatique se chiffre à environ 40 800 $t \cdot a^{-1}$. La quantité qui pénètre dans l'environnement par suite d'activités volcaniques est probablement moindre (Ferguson et Gavis 1972).

Tableau 6-6. Importations d'arsenic, d'oxyde d'arsenic et d'acide arsénique au Canada

	Quantité (t)	
Composé	1981	1982
Arsenic	86	35
Oxyde d'arsenic	281	251
Acide arsénique	151	31

Source: Statistique Canada 1983.

La quantité d'arsenic rejetée annuellement dans l'environnement à l'échelle globale par suite d'activités anthropiques a été estimée à 99 800 t, soit environ deux fois celle qui pénètre dans l'environnement par suite d'altération climatique (Ferguson et Gavis 1972). Une fois rejetée dans l'environnement, la plus grande partie de cet élément est sorbée par les sols et les sédiments (Carriker et coll. 1976).

Une large part de la production mondiale d'arsenic, quelque 50 000 $t \cdot a^{-1}$, atteint les rivières, les lacs et les océans (Ferguson et Gavis 1972). En outre, il y a rejet d'arsenic dans l'atmosphère durant le traitement des minéraux sulfurés (fusion et grillage) et la combustion de combustibles fossiles, notamment le charbon. La présence d'arsenic dans la plupart des pyrites entraîne la contamination de l'acide sulfurique commercial qui contamine ensuite d'autres produits chimiques. Par exemple, certains produits de lessive renferment jusqu'à 36 $mg \cdot L^{-1}$ d'arsenic (Luh et coll. 1973).

En 1972, on a estimé à 3700 t les quantités rejetées au Canada avec les gaz de cheminée. La plus grande part provient du traitement métallurgique dans l'industrie de l'or (47,5 %), suivie par la production primaire de fer et d'acier (25,6 %), la production primaire de cuivre et de nickel (16,2 %) et la production primaire de zinc (8,8 %) (Environnement Canada 1976).

6.2.6.3 Concentrations dans l'environnement

La concentration moyenne d'arsenic dans la croûte terrestre est de 1,8 $mg \cdot kg^{-1}$, ce qui classe cet élément au 53e rang pour ce qui est de son abondance (Taylor 1964). L'arsenic est plus abondant dans la croûte terrestre que certains autres éléments communs comme le mercure, l'iode, le cadmium et l'argent (Demayo et coll. 1982).

La teneur en arsenic des eaux douces varie selon la géochimie de la région et la proximité de centres d'activités industrielles et d'autres activités anthropiques. Au Canada, la concentration d'arsenic dissous dans des échantillons d'eau de rivière prélevés entre 1972 et 1977 variait de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ à environ 50 $\mu g \cdot L^{-1}$, cette valeur étant inférieure à 8 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans 90 % des cas. Des échantillons d'eau de lac prélevés durant la même période avaient des teneurs en arsenic allant de 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ à environ 20 $\mu g \cdot L^{-1}$. On a signalé des concentrations élevées d'arsenic, atteignant parfois 12,6 $mg \cdot L^{-1}$, dans la région de Yellowknife (ACHP 1977; NAQUADAT 1977).

Seules deux régions, soit celles du Centre et de l'Atlantique, ont signalé à la NAQUADAT des données sur la teneur en arsenic total, durant la période 1980-1985. Des 428 échantillons prélevés, un seul (2 $\mu g \cdot L^{-1}$) provenant du Québec possédait une concentration supérieure à la limite de détection de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$. On a aussi prélevé dans la région de l'Atlantique des échantillons de concentration supérieure à la limite de détec-

tion de 5 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les dix échantillons les plus concentrés provenant de la région de l'Atlantique possédaient une teneur en arsenic total variant de 6,7 à 47 $\mu g \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT 1985).

6.2.6.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'arsenic peut prendre les degrés d'oxydation -3, 0, $+3$ et $+5$, les deux degrés les plus communs étant As(III) et As(V). Il peut former une vaste gamme de composés avec un grand nombre d'éléments (Lemmo et coll. 1983). L'arsenic sous forme d'arséniate (AsO_4^{3-}) est la forme stable dans les eaux aérobies; cependant, l'arsénite (AsO_3^{3-}) peut être présent dans les eaux de surface si l'oxydation en arséniate est incomplète (Demayo et coll. 1982). L'accroissement du pH des eaux superficielles, du potentiel d'oxydoréduction et de la teneur en oxygène dissous tend à augmenter la prédominance des espèces de degré d'oxydation plus élevé (CNRC 1979). L'As(III) est la forme prédominante en conditions anaérobies (Carriker et coll. 1976).

Dans les eaux de surface, la plus grande partie de l'arsenic se trouve sous forme soluble qui peut être coprécipitée avec les oxydes de fer et d'aluminium hydratés ou adsorbée-chélatée par des matières organiques en suspension dans l'eau ou des substances humiques présentes dans les sédiments de fond. L'As(III) a une forte affinité pour le soufre; il adsorbe facilement d'autres sulfures métalliques et coprécipite avec ceux-ci (Demayo et coll. 1982). L'As(V) se fixe par adsorption sur les oxydes de fer hydratés, l'hydroxyde d'aluminium et les argiles. Dans la plupart des conditions, la coprécipitation ou la sorption de l'arsenic avec des oxydes de fer hydratés est vraisemblablement le principal processus d'élimination de l'arsenic dissous dans l'eau (U.S. EPA 1979).

Dans la plupart des eaux naturelles, l'arsenic est présent surtout sous forme inorganique; cependant, dans les eaux à teneur élevée en matières organiques, l'arsenic peut être lié à des matières humiques colloïdales (Demayo et coll. 1982). L'As(III) et l'As(V) forment des liaisons stables avec le carbone pour donner de nombreux composés organo-arsénicaux dont certains sont très toxiques. Les méthylarsines, qui constituent un groupe important de ces composés sur le plan environnemental, sont formées par méthylation biologique de composés inorganiques de l'arsenic (Wong et coll. 1977). Dans l'environnement, l'acide diméthylarsinique, $(CH_3)_2AsOOH$, est la principale espèce d'arsenic et on la retrouve partout. Cet acide résiste à l'oxydation, indiquant ainsi que son temps de séjour dans les eaux de surface peut être long (Demayo et coll. 1982).

Rien n'indique que la photolyse soit un important mécanisme d'élimination de l'arsenic dans l'environnement aquatique. La volatilisation n'est pas considérée comme un phénomène important, sauf lorsqu'il y a présence de composés arséniés (U.S. EPA 1979).

Il y a bioaccumulation de l'arsenic chez de nombreux organismes aquatiques, notamment les algues, les coelentérés, les mollusques, les crustacés, les gastéropodes et les poissons; le degré de bioaccumulation dépend de l'espèce, de l'âge de l'organisme, de la concentration d'arsenic et de la température de l'eau (CNRC 1979; U.S. EPA 1979; Demayo et coll. 1982). Chez les organismes aquatiques, les facteurs de bioconcentration sont généralement faibles ($<10^3$) (U.S. EPA 1979). On a trouvé une demi-vie biologique d'environ 7 j dans le foie et les intestins du crapet vert *(Lepomis cyanellus)* (Sorensen 1976). Rien n'indique qu'il y ait bioaccumulation dans le réseau alimentaire (Demayo et coll. 1982). L'arsenic peut subir un certain nombre de transformations biologiques dans les environnements aquatiques, notamment la méthylation en dérivés de l'arsine (U.S. EPA 1979) et la déméthylation (Andreae 1979).

6.2.6.5 Bibliographie

ACHP. 1977. Groupe de travail sur l'arsenic. Rapport final. L'Association canadienne d'hygiène publique. Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest). (Mentionnée dans Demayo et coll. 1982.)

Andreae, M.O. 1979. Arsenic speciation in seawater and interstitial waters: the influence of biological-chemical interactions on the chemistry of trace elements. Limnol. Oceanogr. 24: 440-452.

Carriker, N.E., W.T. Gillespie et P.L. Brezonik. 1976. Boron and Arsenic Studies in Florida Waters. Florida Water Resources Council, Publ. No. 34, Gainesville, Florida. (Mentionnée dans Demayo et coll. 1982.)

CNRC. 1979. Les effets de l'arsenic sur l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 15392. 415 pp.

Demayo, A, M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1982. Arsenic. *Dans* Recommandations pour la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Substances chimiques inorganiques, Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Environnement Canada. 1976. Inventaire national des sources et des émissions d'arsenic (1972). Direction générale de l'assainissement de l'air, Service de la protection de l'environnement. Rapport interne 75-5F.

Ferguson, J.F. et J. Gavis. 1972. A review of the arsenic cycle in natural waters. Water Res. 6: 1259-1274.

George, J.G. 1970. Arsenic trioxide. *Dans* Canadian Minerals Yearbook 1969. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 101-105.

Lemmo, N.V., S.D. Faust, T. Belton et R. Tucker. 1983. Assessment of the chemical and biological significance of arsenical compounds in a heavily contaminated watershed. I. The fate and speciation of arsenical compounds in aquatic environments – a literature review. J. Environ. Sci. Health Part A 18: 335-387.

Luh, M.-D., R.A. Baker et D.E. Henley. 1973. Arsenic analysis and toxicity – a review. Sci. Total Environ. 2: 1-12.

NAQUADAT. 1977. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Smith, J.D. 1973. Arsenic, antimony and bismuth. *Dans* Comprehensive Inorganic Chemistry. Vol. II. J.C. Bailar, Jr., H.J. Emeléus, Sir R. Nyholm and A.F. Trotman-Dickenson (eds.). Pergamon Press, New York. pp. 547-684.

Sorensen, E.M.B. 1976. Thermal effects on the accumulation of arsenic in green sunfish, *Lepomis cyanellus*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 4: 8-17.

Statistique Canada. 1976a. Fabricants de verre et d'articles en verre 1974. Catalogue nº 44-207.

Statistique Canada. 1976b. Laminage, moulage et extrusion des métaux 1974. Catalogue nº 41-215.

Statistique Canada. 1976c. Fabricants de produits chimiques divers 1974. Catalogue nº 46-216.

Statistique Canada. 1976d. Fonte et affinage 1974. Catalogue nº 41-214.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Taylor, S.R. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. Geochim. Cosmochim. Acta 28: 1273-1285.
U.S. EPA. 1979. Arsenic. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. 1. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 6-1 à 6-17.
Wong, P.T.S., Y.K. Chan, L. Luxon et G.A. Bengert. 1977. Methylation of arsenic in the aquatic environment. Trace Subst. Environ. Health 9: 100-106.

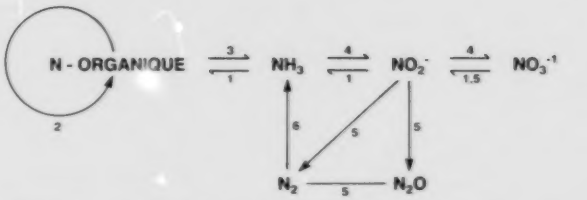


Figure 6-1. Transformations biologiques de l'azote (se référer au texte pour l'explication).

6.2.7 Azote

6.2.7.1 Introduction

L'azote existe dans la biosphère à un degré d'oxydation allant de −3 (ammoniac) à +5 (nitrate). Les espèces inorganiques de l'azote comprennent le nitrate (NO_3^-) et le nitrite (NO_2^-), l'ammoniac (NH_3) et l'azote moléculaire (N_2). Plusieurs oxydes gazeux intermédiaires sont des espèces importantes dans l'atmosphère, mais non dans le milieu aquatique. On retrouve aussi dans le milieu aquatique des composés organiques de l'azote, d'origine naturelle, renfermant des groupements amine et amide, ainsi que certains composés hétérocycliques comme les purines et pyrimidines (Brezonik 1972).

Les principales espèces d'azote dans l'environnement sont reliées entre elles par une série complexe de transformations qui, prises collectivement, constituent le cycle de l'azote. Même si le cycle de l'azote dans la biosphère fait intervenir principalement des transformations activées biologiquement, les réactions atmosphériques du cycle sont de nature chimique et photochimique. Dans les systèmes terrestres et aquatiques, les principaux processus abiotiques comportent des changements de phase tels que la volatilisation, la sorption et la sédimentation (Brezonik 1972).

Les transformations biologiques de l'azote font intervenir six processus importants (voir la figure 6-1) (Delwiche 1970; Brezonik 1972; Söderlund et Svensson 1976):

1. Assimilation d'espèces inorganiques (principalement de l'ammoniac et des nitrates) par les plantes et les microorganismes, en vue de former de l'azote organique (p. ex. acides aminés, protéines). Les principaux agents d'assimilation dans les systèmes aquatiques et terrestres sont les bactéries autotrophes et les plantes supérieures (Lewin 1962; Bonner et Varner 1965; Stewart 1973).
2. Les conversions par les hétérotrophes, qui comportent le transfert d'azote organique d'un organisme vers un autre, sont complexes (Brezonik 1972).
3. L'ammonisation, c'est-à-dire la décomposition de l'azote organique en ammoniac, est assurée par les bactéries et les champignons se trouvant dans l'environnement terrestre et aquatique. L'autolyse des cellules et l'excrétion d'ammoniac par le zooplancton et le poisson constituent également des processus importants dans les systèmes aquatiques (Brezonik 1972).
4. La nitrification, c'est-à-dire l'oxydation microbienne de l'ammoniac en nitrite (NO_2^-) et en nitrate (NO_3^-), est assurée principalement par les bactéries aérobies (Focht et Verstraete 1977). Le pH optimum pour la nitrification est d'environ 8,0, et l'activité diminue rapidement au-dessous de pH 7. Les bactéries responsables de la nitrification sont mésophiles et préfèrent une température optimum de 30°C; la vitesse de nitrification est directement proportionnelle à la température. Toutefois, il peut y avoir nitrification même par temps froid. Un apport élevé de matière organique peut inhiber la nitrification (NAS 1978).
5. La dénitrification, qui donne des nitrites ainsi que du protoxyde d'azote (N_2O) et de l'azote moléculaire (N_2), peut être produite par de nombreuses bactéries et de nombreux champignons (Brezonik 1977). Le protoxyde d'azote est le principal produit dans les sédiments contenant une quantité faible mais finie d'oxygène, tandis qu'on obtient principalement de l'azote moléculaire dans les sédiments totalement dépourvus d'oxygène (Cady et Bartholomew 1960). Comme la dénitrification est un processus essentiellement anaérobie, elle ne sera déclenchée qu'en milieu complètement dépourvu d'oxygène, du moins dans le voisinage immédiat du microorganisme. Néanmoins, il peut y avoir dénitrification à de faibles concentrations d'oxygène, comme celles dans les marais, les sédiments de lacs et de cours d'eau et dans les usines d'épuration. La vitesse de dénitrification est directement proportionnelle à la température; cette réaction peut se produire à des températures allant de moins de 5° à 60 °C. Le pH optimum de l'activité biologique est de 7-8 (NAS 1978).
6. La fixation biologique d'azote est la transformation d'azote moléculaire en ammoniac, qui est ensuite incorporé directement dans des composés organiques (NAS 1978). De nombreux organismes peuvent fixer l'azote, dont les algues bleu-vert et les bactéries qui vivent en association avec les macrophytes (Burns et Hardy 1975). En tant que groupe, les organismes qui fixent l'azote sont adaptés à des conditions extrêmes de température, d'oxygénation et de pH, et peuvent proliférer dans des environnements difficiles (NAS 1978).

Les concentrations d'azote, de nitrite et de nitrate dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-7.

6.2.7.2 Bibliographie

Bonner, J. et J.E. Varner. 1965. Plant Biochemistry. Academic Press, New York.
Brezonik, P.L. 1972. Nitrogen: sources and transformations in natural waters. *Dans* Nutrients in Natural Waters. H.E. Allen and J.R. Kramer (eds.). John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. pp. 1-50.
Brezonik, P.L. 1977. Denitrification in natural waters. Prog. Water Technol. 8: 373-392.
Burns, R.C. et R.W.F. Hardy. 1975. Nitrogen Fixation in Bacteria and Higher Plants. Springer-Verlag, New York.

Tableau 6-7. Concentrations d'azote, de nitrites et de nitrates dans les eaux de surface au Canada

Paramètre	Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$; dissous)[1]	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Azote ($NO_3 + NO_2$, $mg \cdot L^{-1}$ N, ld = 0,002 $mg \cdot L^{-1}$)	Pacifique	0,002-3,60	1 417	1980-1983
	Centre	0,002-1,820	2 713	1980-1983
Azote ($NO_3 + NO_2$, $mg \cdot L^{-1}$ N, ld = 0,001 $mg \cdot L^{-1}$)	Pacifique	<0,002-3,60	1 670	1980-1983
	Ouest	<0,001-190,0	31 319	Avant 1980
	Centre	<0,001-10,6	5 150	1980-1984
	Atlantique	<0,001-18,571	7 853	1980-1984
Nitrate ($mg \cdot L^{-1}$ N, ld = 0,023 $mg \cdot L^{-1}$)	Pacifique	0,023-3,413	139	Avant 1980
	Ouest	0,023-8,814	1 195	Avant 1980
	Centre	0,023-2,124	44	Avant 1980
	Atlantique	0,023-1,320	540	1980-1984
Nitrate[2] ($mg \cdot L^{-1}$ N)	Pacifique	0,002-6,60	389	Avant 1980
	Centre	0,002-69,30	524	Avant 1980
	Atlantique	0,005-6,030	369	Avant 1980
		0,50-10,60	25	1980-1984
Nitrate + nitrite[2] ($mg \cdot L^{-1}$ NO_3)	Ouest	0,01-2,20	211	Avant 1980
	Atlantique	0,01-0,35	87	1980
Kjeldahl[2] (total, $mg \cdot L^{-1}$ N)	Pacifique	0,014-20,0	5 545	Avant 1980
	Ouest	0,148-2,630	21	1980-1981
	Centre	0,004-31,70	2 582	1980-1983
	Atlantique	0,001-2,542	745	1980-1984
Azote organique[2] (total, $mg \cdot L^{-1}$ N)	Pacifique	0,05-0,10	3	Avant 1980
	Atlantique	0,01-0,94	605	Avant 1980

[1] A moins d'indication contraire.
[2] La limite de détection (l.d.) n'est pas précisée.
Source: NAQUADAT 1985.

Cady, F.B. et W.V. Bartholomew. 1960. Sequential products of anaerobic denitrification in Norfolk soil material. Sci. Sci. Soc. Am. Proc. 24: 477-482.

Delwiche, C.C. 1970. The nitrogen cycle. Sci. Am. 223: 137-146.

Focht, D.D. et W. Verstraete. 1977. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. Adv. Microbial Ecol. 1: 135-214.

Lewin, R.A. 1962. Physiology and Biochemistry of Algae. Academic Press, New York.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1978. Nitrates: An Environmental Assessment. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 723 pp.

Söderlund, R. et B.H. Svensson. 1976. The global nitrogen cycle. *Dans* Nitrogen, Phosphorus and Sulfur – Global Cycles. SCOPE Report 7. B.H. Svensson and R. Söderlund (eds.). Ecological Bulletin No. 22. Swedish Natural Science Research Council, Stockholm, Sweden. pp. 23-73.

Stewart, W.D.P. 1973. Nitrogen fixation by photosynthetic microorganisms. Annu. Rev. Microbiol. 27: 283-318.

6.2.7.3 Ammoniac

6.2.7.3.1 Utilisations et production

L'ammoniac de synthèse est utilisé principalement dans le domaine de l'agriculture (95 %) où il sert à la production d'urée, d'acide nitrique, de phosphates d'ammonium, de nitrate d'ammonium, de sulfate d'ammonium, de mélanges d'engrais et d'autres fertilisants (Geadah 1985). Les activités industrielles, y compris l'exploitation minière et le raffinage, la fabrication de pâtes et papiers et la production d'amines et de nitriles, en utilisent 4,3 %, et le reste, 0,7 %, sert à diverses fins (Geadah 1985).

Le tableau 6-8 donne la production canadienne et les importations d'ammoniac et de certains de ses composés.

Tableau 6-8. Production et importations d'ammoniac et de composés ammoniacaux au Canada

Composé	Quantité (kt)	
	Production (année)	Importations (année)
Ammoniac	3500 (1984)	41,2 (1983)
Chlorure d'ammonium	aucune (depuis 1971)	3 (1979)
Nitrate d'ammonium	919 (1983)	10,32 (1982)
Phosphate d'ammonium	1376 (1983)	217,50 (1983)
Sulfate d'ammonium	206 (1983)	15,1 (1982)

Sources: CORPUS Information Services 1984, 1985.

6.2.7.3.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'ammoniac (NH_3) est un gaz incolore à la température et à la pression ambiantes et possède une odeur piquante bien distincte (McKee et Wolf 1963; U.S. EPA 1976; Santé et Bien-être social Canada 1982). Produit naturel de la dégradation biologique des substances renfermant de l'azote (McKee et Wolf 1963; Luebs et coll. 1973), l'ammoniac est un maillon essentiel dans le "cycle de l'azote" dans la nature (Delwiche 1973). Parmi les sources naturelles, on compte la litière biologique, les déchets d'origine animale, les incendies de forêt et l'air expulsé par les poumons (Geadah 1985).

L'ammoniac associé aux minéraux argileux pénètre dans l'environnement aquatique à la suite de l'érosion du sol. Les bactéries associées aux légumineuses en particulier peuvent fixer des quantités importantes d'azote dans le sol; par la suite, cet azote est entraîné par lessivage dans les eaux environnantes (McNeely et coll. 1980).

Les engrais commerciaux contiennent de l'ammoniac et des sels ammoniacaux très solubles. Lorsque leur concentration dépasse les besoins immédiats des plantes, ces composés azotés sont transportés par l'atmosphère ou par les eaux d'irrigation jusque dans le système aquatique (McNeely et coll. 1980).

Parmi les sources naturelles d'ammoniac, on compte les eaux souterraines, l'échange gazeux avec l'atmosphère, les transformations chimiques et biochimiques des substances azotées organiques et inorganiques dans le sol et dans l'eau, l'excrétion d'ammoniac par le biote et les processus de fixation de l'azote gazeux en solution dans l'eau (Brezonik 1972).

De nombreuses opérations de nettoyage industriel qui utilisent de l'ammoniac ou des sels ammoniacaux sont à l'origine des rejets d'ammoniac. Il peut aussi y avoir rejet d'ammoniac avec les eaux usées des municipalités. La fabrication d'explosifs et leur utilisation dans les mines et sur les chantiers de construction peuvent également constituer des sources importantes (Pommen 1983). Les retombées atmosphériques peuvent renfermer des quantités importantes d'ammoniac (McNeely et coll. 1980). Il y a rejet d'ammoniac dans l'air à la suite de la distillation et de la combustion de charbon et de la dégradation biologique du fumier (Robinson et Robbins 1968; Lund 1971; Luebs et coll. 1973, 1974).

6.2.7.3.3 Concentrations dans l'environnement

On retrouve de petites quantités d'ammoniac dans l'air, dans l'eau et dans les sols et de grandes quantités dans la matière organique en décomposition (Geadah 1985). Les eaux naturelles contiennent normalement moins de 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ d'ammoniac et de composés ammoniacaux (exprimés en azote) (Klein 1959; McNeely et coll. 1980). Des concentrations plus élevées sont parfois un indice d'apports anthropiques et de pollution organique (Klein 1959; McNeely et coll. 1980). Entre 1966 et 1974, 63 sources d'approvisionnement en eau ont été étudiées au Canada; de ce nombre, 92 % contenaient 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ ou moins d'ammoniac, mesuré en azote (NAQUADAT 1976).

Les émissions naturelles d'ammoniac total dans l'atmosphère au Canada en 1980 ont été évaluées à 505 623 $t \cdot a^{-1}$ (Geadah 1985). Celles d'origine anthropique ont été évaluées à 204 432 $t \cdot a^{-1}$; ce dernier chiffre est basé sur des données de 1980 (Geadah 1985).

Tableau 6-9. Concentrations d'ammoniac total dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<0,001-0,49	94	Avant 1980
Ouest	0,014-2,00	1816	1980-1984
Centre	0,005-0,587	13	1980-1983
Atlantique	0,002-0,104	346	1980-1981

[1] Limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

Les concentrations d'ammoniac total dans les eaux de surface au Canada sont données au tableau 6-9.

6.2.7.3.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'ammoniac, dans lequel l'azote possède le degré d'oxydation −3, est l'espèce réduite d'azote inorganique dans les eaux naturelles. En solution aqueuse, l'ammoniac (non ionisé) est en équilibre avec l'ion ammonium (ionisé), comme le décrit l'équation ci-après (Emerson et coll. 1975):

$$NH_3(g) + H_2O \rightleftharpoons NH_3 \cdot nH_2O(aqe) \rightleftharpoons NH_4^+ + OH^- + (n\text{-}1)H_2O$$

Le terme "ammoniac total" désigne la somme des espèces ionisées et non ionisées (Butler 1964).

La concentration d'ammoniac (non ionisé) en milieu aqueux dépend principalement de la température, du pH et de la concentration d'ammoniac total et, à un moindre degré, de la force ionique et des matières solides dissoutes (Emerson et coll. 1975). La concentration d'ammoniac non ionisé (pK_a = 9,25 à 25 °C) augmente avec le pH et avec la température. Par exemple, l'ammoniac non ionisé constitue environ 11 % de l'ammoniac total à pH 8,5 et à 20 °C; cependant, cette proportion n'est que de 0,04 % à pH 6,0 et à la même température. Il existe des équations pour calculer la fraction d'ammoniac total présent à l'état non ionisé (c.-à-d. sous forme d'ammoniac) pour un pH de 6-10 et un intervalle de températures de 0-30 °C, et pour un pH de 5-12 et un intervalle de températures de 0-40 °C (Thurston et coll. 1979). La concentration d'ammoniac non ionisé diminue au fur et à mesure que l'on augmente la force ionique dans une eau dure ou dans une solution saline diluée. Dans la plupart des systèmes naturels d'eau douce, la diminution de la concentration d'ammoniac non ionisé attribuable aux matières solides dissoutes (jusqu'à 200-300 $mg \cdot L^{-1}$) est négligeable (Emerson et coll. 1975).

En solution aqueuse, l'ammoniac peut former des complexes avec un certain nombre d'ions métalliques. Il peut également être sorbé sur des sédiments en suspension, des sédiments déposés et des particules colloïdales. Il peut également y avoir échange d'ammoniac entre les sédiments et l'eau au-dessus de ceux-ci (Kemp et Mudroch 1972).

La pression partielle de l'ammoniac en solution augmente avec le pH; ainsi, il peut y avoir d'importantes pertes d'ammoniac par volatilisation. Ces pertes augmentent avec la vitesse du vent, la température et le pH (Weiler 1979).

6.2.7.3.5 Bibliographie

Brezonik, P.L. 1972. Nitrogen: sources and transformations in natural waters. *Dans* Nutrients in Natural Waters. H.E. Allen and J.R. Kramer (eds.). John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. pp. 1-50.

Butler, J.N. 1964. Ionic Equilibrium. Addison-Wesley Publ. Co. Inc., Reading, Massachusetts. 547 pp.

CORPUS Information Services. 1984. Ammonium chloride. Ammonium nitrate. Ammonium phosphates. Ammonium sulfate. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

CORPUS Information Services. 1985. Ammonia. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Delwiche, C.C. 1973. The nitrogen cycle. *Dans* Chemistry in the Environment. C.L. Hamilton (ed.). W.H. Freeman and Co., San Francisco, California. pp. 42-52.

Emerson, K., R.C. Russo, R.E. Lund et R.V. Thurston. 1975. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. J. Fish. Res. Board Can. 32: 2379-2383.

Geadah, M.-L. 1985. Inventaire national des sources et des émissions naturelles et anthropiques d'ammoniac (1980). Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa. EPS 5/IC/1.

Kemp, A.L.W. et A. Mudrochova. 1972. Distribution and forms of nitrogen in a Lake Ontario sediment core. Limnol. Oceanogr. 17: 855-867.

Klein, L. 1959. Chemical analysis. *Dans* River Pollution. Academic Press, New York. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Luebs, R.E., K.R. Davis et A.E. Laag. 1973. Ammonia and related gases emanating from a large dairy area. Calif. Agric. 27: 10-12. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Luebs, R.E., K.R. Davis et A.E. Laag. 1974. Diurnal fluctuation and movement of atmospheric ammonia and related gases from dairies. J. Environ. Qual. 3: 265-269.

Lund, H. 1971. Evolution of industrial pollution. *Dans* Industrial Pollution Control Handbook. H.B. Crawford and D.N. Fischel (eds.). McGraw-Hill Inc., New York. pp. 4-30. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

McKee, J.E. et H.W. Wolf. 1963. Water Quality Criteria. 2nd edition. Resources Agency of California State Water Resources Control Board. pp. 132-137.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Azote-ammoniac. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 8-9.

NAQUADAT. 1976. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Pommen, L.W. 1983. The Effect on Water Quality of Explosives Use in Surface Mining. Vol. 1. Nitrogen Sources, Water Quality, and Prediction and Management of Impacts. British Columbia Ministry of Environment, Victoria, British Columbia. Tech. Rep. 4.

Robinson, E. et R.C. Robbins. 1968. Sources, Abundance, and Fate of Gaseous Atmospheric Pollutants. Stanford Research Inst. Rep. No. N 71-25147, NTIS, U.S. Dep. of Commerce, Washington, D.C. 123 pp. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Ammoniac. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services, Ottawa. pp. 157-163.

Thurston, R.V., R.C. Russo et K. Emerson. 1979. Aqueous Ammonia Equilibrium – Tabulation of Percent Un-ionized Ammonia. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA Ecol. Res. Ser. EPA-600/3-79-091. 427 pp.

U.S. EPA. 1976. Quality Criteria for Water. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. pp. 10-13.

Weiler, R.R. 1979. Rate of loss of ammonia from water to the atmosphere. J. Fish. Res. Board Can. 36: 685-689.

6.2.7.4 Nitrates

6.2.7.4.1 Utilisations et production

Les nitrates sont utilisés dans l'industrie chimique pour la production d'engrais chimiques et d'agents oxydants (McNeely et coll. 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982). Les nitrates d'ammonium, de sodium et de calcium servent à la production d'explosifs (Pommen 1983). Dans les usines d'épuration des eaux d'égout, l'efficacité des procédés de stabilisation des déchets est mesurée d'après la concentration de nitrates dans l'eau traitée (Ontario Ministry of the Environment 1981).

Les données concernant la production et les importations de nitrates au Canada apparaissent au tableau 6-10.

6.2.7.4.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La plupart de l'azote utilisé dans les réactions biologiques est d'origine atmosphérique, mais le rejet de composés azotés dans l'atmosphère lors de la décomposition bactérienne contrebalance la perte d'azote atmosphérique causée par la fixation par les microorganismes. L'azote est aussi fixé sous forme d'oxydes produits par des décharges électriques dans l'atmosphère et entraîné dans le sol et dans l'eau sous forme d'acide nitrique et d'acide nitreux. Ces acides donnent des nitrates et des nitrites dans le sol. Dans l'atmosphère, il existe cinq oxydes d'azote dont le plus abondant est l'oxyde nitreux (N_2O) (Santé et Bien-être social Canada 1982). En général, l'oxyde nitreux (N_2O) et l'oxyde nitrique (NO) sont d'origine biologique (Fassett 1973). Il se peut aussi qu'une partie de l'ammoniac atmosphérique soit d'origine biologique, mais sa concentration est faible. Par contre, le dioxyde d'azote (NO_2) est produit par l'utilisation de combustibles fossiles (Santé et Bien-être social 1982).

Les roches ignées et les émissions volcaniques peuvent contribuer à la quantité de nitrates présente dans l'eau (McNeely et coll. 1980). Une partie des nitrates utilisés par les plantes retourne dans le sol et le reste est perdu par drainage et ruissellement (Santé et Bien-être social Canada 1982). Après oxydation complète, la matière végétale et les débris et les excréments animaux peuvent constituer une importante source naturelle de nitrates dans l'eau (McNeely et coll. 1980).

Les eaux usées urbaines et industrielles ainsi que les fosses septiques sont les principales sources ponctuelles de nitrates d'origine anthropique (U.S. EPA 1976). La fabrication d'explosifs et l'utilisation d'explosifs dans le domaine de la construction et de l'exploitation minière peuvent aussi être des sources importantes de nitrates (Pommen 1983). Parmi les autres sources, on compte: la décomposition des déchets d'égout, les rejets des parcs d'engraissement et le lixiviat des dépotoirs et des aires de décharge (U.S. EPA 1976; Ontario Ministry of the Environment 1981). La lixiviation des sols dans les régions où des engrais à base de nitrates inorganiques sont utilisés contribue aussi à la quantité de nitrates présente

Tableau 6-10. Nitrates produits et importés au Canada

	Quantité (t)			
	Production		Importations	
Composé	1981	1982	1981	1982
Nitrate de potassium	1 643	1 606	2 669	2 445
Nitrate d'ammonium	70 809	74 635	10 937	10 365
Nitrate de plomb	—	—	97	273
Nitrate de sodium	—	—	6 946	10 115
Nitrate de calcium	—	—	6 903	6 543
Nitrate de baryum	—	—	46	11
Nitrates métalliques	—	—	447	454
Nitrate d'argent	—	—	832	542

Sources: Statistique Canada 1983, 1984.

dans les eaux fluviales. Les concentrations de nitrates ont tendance à être plus élevées dans le cours supérieur des rivières affectées, surtout au printemps et au début de l'été (Harmeson et coll. 1971; Hill et McCague 1974; U.S. EPA 1976).

6.2.7.4.3 Concentrations dans l'environnement

Les eaux de surface contiennent au moins des traces de nitrates, mais la concentration atteint rarement 5 $mg \cdot L^{-1}$ et est souvent inférieure à 1 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980; Ontario Ministry of the Environment 1981). Bien que certaines eaux de surface puissent en contenir plus de 100 $mg \cdot L^{-1}$, des concentrations de nitrates supérieures à 5 $mg \cdot L^{-1}$ peuvent refléter des conditions non sanitaires, car les déchets humains et animaux comptent parmi les principales sources de nitrates. Les concentrations de nitrates dans les eaux de surface peuvent varier: elles sont un peu plus élevées en hiver, alors que l'apport en eaux souterraines est proportionnellement plus grand, et au printemps, alors que la contribution du ruissellement est substantielle (McNeely et coll. 1980). Des concentrations de nitrates supérieures à plusieurs centaines de microgrammes par litre dans les eaux de surface des lacs ont tendance à stimuler la croissance des algues; elles indiquent d'ailleurs des conditions eutrophes (NAS 1978).

La lixiviation des sols peut entraîner des concentrations élevées de nitrates dans les eaux souterraines (Ontario Ministry of the Environment 1981). Les concentrations dans les eaux souterraines profondes peuvent être considérables en raison de l'absence de plantes utilisant les nitrates (Santé et Bien-être social Canada 1982). Dans les régions où des engrais contenant des produits azotés inorganiques sont utilisés, les eaux souterraines peuvent contenir des concentrations de nitrates de 1000 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980). Les résultats d'essais effectués en Ontario, au Manitoba et en Saskatchewan sur des échantillons prélevés dans des puits indiquent en général de faibles concentrations; la proportion des échantillons renfermant des concentrations de nitrates supérieures à 10 $mg \cdot L^{-1}$ n'est que d'environ 13, 33 et 19 % respectivement (Robertson et Riddell 1949; Kay et coll. 1953; Johnson 1955). Pour ce qui est des approvisionnements en eau potable au Canada, qui ont fait l'objet d'analyses, les concentrations de nitrates et de nitrites (exprimées en azote) étaient toujours inférieures à 1 $mg \cdot L^{-1}$ dans 85 % des 123 stations où des échantillons ont été prélevés (NAQUADAT 1976). Pour des données plus récentes sur les concentrations de nitrates dans les eaux souterraines et les eaux de surface au Canada, voir le tableau 6-7 de la section 6.2.7.1.

Les eaux de pluie peuvent renfermer 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ de nitrates (McNeely et coll. 1980). Une étude échelonnée sur 17 ans effectuée au Canada a indiqué que les nitrates et les nitrites comptaient pour 30-35 % de la teneur en azote total des eaux de pluie et de la neige, ce qui correspond à une concentration d'environ 290 $mg \cdot m^{-3}$ par année exprimée en nitrates (Fassett 1973).

6.2.7.4.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'ion nitrate (NO_3^-) est la forme oxydée de l'azote combiné présent dans les eaux naturelles. Les nitrates de tous les métaux communs sont solubles dans l'eau et donnent une solution aqueuse neutre. En solutions aqueuses diluées, les nitrates ne sont pas chimiquement réactifs et ont peu tendance à former des complexes de coordination avec les ions métalliques (NAS 1978; McNeely et coll. 1980).

La dénitrification peut réduire les nitrates en nitrites par voie biochimique. Ce processus se produit habituellement dans les milieux anaérobies (Brezonik 1977).

6.2.7.4.5 Bibliographie

Brezonik, P.L. 1977. Denitrification in natural waters. Prog. Water Technol. 8: 373-392.

Fassett, D.W. 1973. Nitrate and nitrites. *Dans* Toxicants Occurring Naturally in Foods. 2nd edition. Committee on Food Protection, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Harmeson, R.H., F.W. Sollo et T.E. Larson. 1971. The nitrate situation in Illinois. J. Am. Water Works Assoc. 63: 303-310.

Hill, A.R. et W.P. McCague. 1974. Nitrate concentrations in streams near Alliston, Ontario as influenced by nitrogen fertilization of adjacent fields. J. Soil Water Conserv. 29: 217-220.

Johnson, R.A. 1955. Incidence of nitrates in rural Ontario well waters. Can. J. Public Health 46: 30-34.

Kay, L.A., W.M. Ward et I.D. Hendin. 1953. Nitrates in Manitoba water supplies. Can. J. Public Health 44: 95-101.

McNeely, R. N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Nitrates. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 10-11.

NAQUADAT. 1976. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1978. Nitrates: An Environmental Assessment. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 723 pp.

Ontario Ministry of the Environment. 1981. Outlines of Analytical Methods: a Guide to the Occurrence, Significance, Sampling and Analysis of Chemical and Microbiological Parameters in Water, Sediment, Soil, Vegetation and Air. Coordinated by Water Quality Section, Laboratory Services Branch, Toronto, Ontario. 280 pp.

Pommen, L.W. 1983. The Effect on Water Quality of Explosives Use in Surface Mining. Vol. 1. Nitrogen Sources, Water Quality, and Prediction and Management of Impacts. British Columbia Ministry of Environment, Victoria, British Columbia. Tech. Rep. 4.

Robertson, H.E. et W.A. Riddell. 1949. Cyanosis of infants produced by high nitrate concentration in rural waters of Saskatchewan. Can. J. Public Health 40: 72-77.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Nitrates. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à

l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 439-449.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Statistique Canada. 1984. Produits chimiques industriels et agricoles 1982. Catalogue nº 46-224.
U.S. EPA. 1976. Nitrates, nitrites. *Dans* Quality Criteria for Water. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/9-76/023. pp. 107-110.

6.2.7.5 Nitrites

6.2.7.5.1 Utilisations et production

Industriellement, les nitrites servent d'inhibiteurs de corrosion. La présence de nitrites dans l'eau traduit l'existence de processus biologiques actifs influencés par la pollution organique (McNeely et coll. 1980). La Loi des aliments et drogues autorise l'addition de nitrite de sodium et de nitrite de potassium aux liants à viande, aux marinades et aux viandes salées (Santé et Bien-être social Canada 1982).

En 1981 et en 1982, 3734 et 2932 t de nitrite de sodium ont été importées au Canada respectivement. Au cours de ces deux années, 13 t et 58 t de nitrites métalliques (métaux non spécifiés) ont été importées respectivement (Statistique Canada 1983).

6.2.7.5.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les nitrites peuvent provenir des industries et des centrales d'épuration des municipalités (McNeely et coll. 1980; Ontario Ministry of the Environment 1981). Des concentrations élevées indiquent en général la présence d'un effluent industriel (Ontario Ministry of the Environment 1981). La fabrication d'explosifs et leur usage dans le domaine de l'exploitation minière et de la construction peuvent aussi constituer des sources importantes de nitrites (Pommen 1983). Ces composés peuvent se former dans le rumen des animaux, dans le fourrage fraîchement coupé et dans les aliments humides, car ils sont des produits intermédiaires de l'oxydation de l'azote organique (McNeely et coll. 1980).

Les retombées atmosphériques contribuent peu à la quantité de nitrites dans le milieu aquatique (Santé et Bien-être social Canada 1982). Les amines et les nitrates, qui sont facilement transformés en nitrites par des microbes, proviennent de sources naturelles et de sources anthropiques (U.S. EPA 1977). Comme l'ion nitrite se transforme en ion nitrate en conditions oxydantes, la concentration de nitrites dans l'atmosphère est probablement faible (Santé et Bien-être social Canada 1982).

6.2.7.5.3 Concentrations dans l'environnement

L'ion nitrite est moins stable que l'ion nitrate. Vu que les nitrites s'oxydent rapidement en nitrates, ils sont rarement présents dans les eaux de surface en concentrations importantes (Santé et Bien-être social Canada 1982). Les concentrations de nitrites (exprimées en azote) dépassent rarement 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980; Ontario Ministry of the Environment 1981). Les concentrations de nitrites sont normalement de l'ordre de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980).

Tableau 6-11. Concentrations de nitrites dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<0,002[1]-0,01	49	1980
Ouest	0[1]-0,1216	50	Avant 1980
Centre	0[1]-25	2573	Avant 1980
Atlantique	0,005[1]-0,0714	38	Avant 1980
	<0,005[2]	26	1980

[1] La limite de détection n'est pas précisée (dissous).
[2] La limite de détection n'est pas précisée (total).

Source: NAQUADAT 1985.

On trouve parfois des nitrites dans les eaux souterraines (NAQUADAT 1985).

Les données disponibles indiquent que les concentrations de nitrites dans les eaux de pluie et la neige correspondent à 1-5 % des concentrations de nitrates (Fassett 1973).

Le tableau 6-11 donne les concentrations de nitrites dans les eaux de surface au Canada.

6.2.7.5.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'ion nitrite (NO_2^-) contient de l'azote à un degré d'oxydation (+3) intermédiaire et relativement instable. Les nitrites sont solubles mais ils ne sont pas aussi communs que les nitrates. Les nitrites peuvent aussi former des complexes très stables avec beaucoup de métaux de transition; toutefois, vu les concentrations habituellement faibles de nitrites dans les eaux naturelles, ces complexes ne sont probablement pas importants du point de vue de l'environnement (NAS 1978).

L'ion nitrite est la base conjuguée de l'acide nitreux (pK_a 3,36) et, dans la plupart des eaux, cet acide se dissocie rapidement. Le nitrite est un agent réducteur faible qui peut être oxydé en nitrate (NAS 1978).

Les nitrites sont produits biochimiquement par la nitrification incomplète de l'ammoniac et par la dénitrification des nitrates. Habituellement, ils existent uniquement dans des milieux pauvres en oxygène (Bezonik 1972; Wetzel 1975).

Les nitrosamines peuvent se former *in vivo* chez les animaux à partir de nitrites (U.S. EPA 1977; NAS 1978).

6.2.7.5.5 Bibliographie

Bezonik, P.L. 1972. Nitrogen: sources and transformations in natural waters. *Dans* Nutrients in Natural Waters. H.E. Allen and J.R. Kramer (eds.). John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. pp. 1-50.
Fassett, D.W. 1973. Nitrates and nitrites. *Dans* Toxicants Occurring Naturally in Foods. 2nd edition. Committee on Food Protection, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.
McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Nitrites. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 11.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
NAS. 1978. Nitrates: an Environmental Assessment. U.S. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 723 pp.

Ontario Ministry of the Environment. 1981. Outlines of Analytical Methods: a Guide to the Occurrence, Significance, Sampling and Analysis of Chemical and Microbiological Parameters in Water, Sediment, Soil, Vegetation and Air. Coordinated by Water Quality Section, Laboratory Services Branch, Toronto, Ontario. 280 pp.

Pommen, L.W. 1983. The Effect on Water Quality of Explosives Use in Surface Mining. Vol. 1. Nitrogen Sources, Water Quality, and Prediction and Management of Impacts. British Columbia Ministry of Environment, Victoria, British Columbia. Tech. Rep. 4.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Nitrites. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 451-455.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

U.S. EPA. 1977. Scientific and Technical Assessment Report on Nitrosamines. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-600/6-77-001.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.8 Baryum

6.2.8.1 Utilisations et production

Le baryum est utilisé dans la fabrication d'alliages, de peintures, de pigments, de papier, de savon, de caoutchouc, de linoléum, de ciment et de divers autres produits (Ontario Ministry of the Environment 1981). On l'emploie également dans l'impression et la teinture des tissus, les vernis et les émaux pour produits céramiques, les fusées éclairantes, les explosifs et les huiles de graissage. On utilise des composés du baryum dans les boues de forage pétrolier et dans le traitement des carburants pour moteur diesel. Le sulfate de baryum sert de produit de contraste en radiologie et entre également dans la composition de produits cosmétiques. Le carbonate de baryum est également employé dans la fabrication de verres optiques et dans la cémentation de l'acier. On l'utilise aussi comme raticide (Pidgeon et Preisman 1967; McNeely et coll. 1980; Ontario Ministry of the Environment 1981; Santé et Bien-être social Canada 1982).

Le baryum est surtout présent sous forme de barytine ($BaSO_4$). En 1984, la production canadienne de barytine se chiffrait à 46 884 t; en 1983, elle était de 28 t. La production mondiale de barytine était d'environ 791 000 t en 1983 (Vagt 1985). Les importations ont été estimées à 29 952 et à 16 311 t pour les années 1983 et 1984 respectivement (Statistique Canada 1984). En 1983, les importations de withérite, c.-à-d. de carbonate de baryum ($BaCO_3$), l'un des composés les plus importants dérivés de la barytine, se chiffraient à 3699 t (Statistique Canada 1984; Vagt 1985). En 1983, le Canada a importé 7616 t de sulfate de baryum (affiné) et 29 951 t de sulfate de baryum (naturel non affiné). En 1983, le Canada a importé 4 t d'oxyde de baryum (Vagt 1985).

6.2.8.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'altération de la barytine ($BaSO_4$), de la withérite ($BaCO_3$), et d'autres minéraux du baryum présents dans les roches ignées libère du baryum dans les eaux de surface. On trouve du baryum dans les formations sédimentaires associées au feldspath, où il remplace le potassium, et dans les concrétions d'oxyde de manganèse dans les eaux douces et les fonds marins (Cronan et Thomas 1972; Friberg et coll. 1979). Le carbonate et le sulfate de baryum sont insolubles, mais la plupart des autres sels du baryum sont solubles (McNeely et coll. 1980). Les sels de baryum comme l'acétate, le nitrate et le chlorure sont utilisés dans l'impression et la teinture des tissus, dans la fabrication de peintures, d'explosifs, d'huiles de graissage, de papier et de caoutchouc synthétique. Ces activités peuvent entraîner le déversement de baryum dans les eaux réceptrices. Comme on utilise de la barytine dans les boues de forage, on peut aussi trouver du baryum dans les eaux usées de forage (McNeely et coll. 1980). On ne dispose d'aucune donnée sur les concentrations des composés du baryum dans ces effluents industriels.

6.2.8.3 Concentrations dans l'environnement

Même si le baryum est un élément commun de la croûte terrestre, il n'est présent en général qu'à l'état de traces dans les réseaux aquatiques. On ne trouve pas normalement de concentrations de baryum supérieures à 1 $mg \cdot L^{-1}$. Par conséquent, très peu de méthodes de dosage du baryum dans les eaux de surface ont été signalées au Canada (McNeely et coll. 1980). Les concentrations de baryum (total) dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-12.

Les concentrations de baryum dans les eaux de surface atteignent parfois 0,340 $mg \cdot L^{-1}$. On a mesuré une concentration maximale de baryum (extractible) de 1,6 $mg \cdot L^{-1}$ dans un échantillon prélevé dans la rivière Flathead (C.-B.) en 1976 (Buchanan 1985). On a trouvé des concentrations de 0,035 $mg \cdot L^{-1}$ dans le Saint-Laurent et dans le lac Erié (Tong et coll. 1972). La concentration moyenne de baryum dissous dans les eaux souterraines à un site où l'on se propose d'exploiter une mine de charbon en Colombie-Britannique était de 7,3 $mg \cdot L^{-1}$ (intervalle de 1,2-10,8 $mg \cdot L^{-1}$) (Buchanan 1985). L'eau de mer contient en général environ 0,02 $mg \cdot L^{-1}$ de baryum (McNeely et coll. 1980).

6.2.8.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

On trouve le baryum aux degrés d'oxydation 0 et +2; en outre, on connaît certains composés organométalliques renfermant du baryum, mais ils tendent à se dissocier rapidement en milieu aqueux (Venugopal et Luckey 1978; Cotton et Wilkinson 1980). Habituellement, le baryum ne se trouve qu'à l'état de traces dans les eaux de surface naturelles, car ce composé est facilement éliminé de l'eau par précipitation ou par sorption et sédimentation. L'acétate, le nitrate et les halogénures de baryum sont hydrosolubles, mais le carbonate, le sulfate, le chromate, le fluorure, l'oxalate et le phosphate le sont très peu (Hem 1970). La présence d'ions sulfate et carbonate limite la concentration de baryum dans l'eau en le faisant précipiter. Les produits de solubilité du sulfate et du carbonate de baryum sont de $1,5 \times 10^{-6}$ et $1,6 \times 10^{-6}$ respectivement (Butler 1964), indiquant ainsi qu'une quantité très faible de baryum se trouve en solution. Par conséquent, la teneur en baryum des sédiments (90-2300 $mg \cdot kg^{-1}$) est supérieure aux teneurs signalées dans l'eau douce (<3-150 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Bowen 1979).

Le baryum s'accumule dans certains biotes marins. On a signalé des facteurs de concentration de 17 000 dans le phy-

Tableau 6-12. Concentrations de baryum total dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<0,1[1]	19	Avant 1980
Ouest	ND[1,2]-0,23	162	Avant 1980
	0,001[3]-2,2	1761	1980-1985
Centre	0,05[1]-0,07	9	1984
Atlantique	0,02[1]-1,0	9	Avant 1980

[1] Limite de détection = 0,02 $mg \cdot L^{-1}$ (total).
[2] ND = non décelable.
[3] Limite de détection = 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

toplancton, de 900 dans le zooplancton et de 8 dans les muscles de poisson (Lowman et coll. 1971). Rien n'indique qu'il y ait biométhylation (Venugopal et Luckey 1979).

6.2.8.5 Bibliographie

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London. 333 pp.

Buchanan, R.J. 1985. Communication personnelle. Water Management Branch, British Columbia Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique).

Butler, J.N. 1964. Ionic Equilibria: A Mathematical Approach. Addison-Wesley, Reading, Massachusetts. 547 pp.

Cotton, P.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Cronan, D.S. et R.L. Thomas. 1972. Geochemistry of ferromanganese oxide concretions and associated deposits in Lake Ontario. Geol. Soc. Am. Bull. 83: 1493-1501.

Friberg, L., G.F. Nordberg et V.B. Vouk (eds.). 1979. Barium. *Dans* Handbook on the Toxicology of Metals. Elsevier/North Holland Biomedical Press, New York. pp. 321-328.

Hem, J.D. 1970. Barium. *Dans* Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. U.S. Geol. Surv. Water Supply Pap. 1473. Washington, D.C. p. 197.

Lowman, F.G., T.R. Rice et F.A. Richards. 1971. Accumulation and redistribution of radionuclides by marine organisms. *Dans* Radioactivity in the Marine Environment. National Academy of Sciences, Washington, D.C. pp. 161-199.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Baryum. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 14.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Ontario Ministry of the Environment. 1981. Outlines of Analytical Methods: a Guide to the Occurrence, Significance, Sampling and Analysis of Chemical and Microbiological Parameters in Water, Sediment, Soil, Vegetation and Air. Coordinated by Water Quality Section, Laboratory Services Branch, Toronto, Ontario. 280 pp.

Pigeon, L.M. et L. Preisman. 1967. Barium and barium compounds. *Dans* Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. Vol. 3. 2nd edition. p. 77.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Baryum. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 199-206.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

Tong, S.C., W.H. Gutenmann, D.J. Lisk, G.E. Burdick et E.J. Harris. 1972. Trace metals in New York State fish. N.Y. Fish Game J. 19: 123. (Mentionnée dans Santé et Bien-être Canada 1982.)

Vagt, G.O. 1985. La barytine et la célestite. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 13.1-13.7.

Venugopal, B. et T.D. Luckey. 1978. Metal Toxicity in Mammals. Vol. 2. Plenum Press, New York. pp. 63-67.

6.2.9 Béryllium

6.2.9.1 Utilisations et production

Le béryllium est utilisé dans la fabrication d'alliages légers, de cuivre, de laiton, de tubes à rayons X et d'électrodes pour enseignes au néon, et comme catalyseur dans la préparation de produits chimiques organiques. Le béryllium a été utilisé expérimentalement dans les carburants pour fusées et avions, et dans les réacteurs nucléaires (McNeely et coll. 1980).

Le béryllium est obtenu commercialement à partir de deux minéraux, le béryl et la bertrandite. Le béryl a déjà été exploité au Canada, mais on n'en produit plus depuis quelques années. La bertrandite, qui n'est pas exploitée au Canada, est devenue la source la plus importante de béryllium métallique dans le monde occidental. En 1984, la production de béryllium aux Etats-Unis et en U.R.S.S., qui sont les producteurs presque exclusifs de cet élément, a été estimée à 200 et 250 t respectivement. En 1983, les Etats-Unis et l'U.R.S.S. ont produit 186 et 235 t de béryllium respectivement (Bokovay 1985). Les importations au Canada de béryllium métallique et d'alliages de béryllium sont présentées au tableau 6-13.

6.2.9.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

On trouve principalement le béryllium sous forme de minéraux comme le béryl ($Be_3Al_2Si_6O_{18}$), la bromellite (BeO), le chrysobéryl ($BeAl_2O_4$) et la béryllonite ($NaBePO_4$). Dans les roches cristallines courantes, l'élément est enrichi dans les minéraux de feldspath, comparativement aux minéraux de ferromagnésium, et il remplace apparemment l'ion silicium; de 85 % à 98 % du béryllium total de la croûte terrestre serait lié à des structures feldspathiques (Beus 1966). Le béryllium pénètre dans les eaux naturelles à la suite de l'altération et des retombées atmosphériques, et avec les déversements industriels et urbains (Tepper 1972).

L'utilisation de combustibles fossiles représente la principale source de béryllium dans l'environnement (Tepper 1972). La combustion de 500×10^6 t de charbon de l'Illinois et des Appalaches, renfermant 2,5 $mg \cdot kg^{-1}$ de béryllium, entraînerait annuellement le rejet d'environ 1260 t à partir de cette source aux Etats-Unis, soit cinq fois la production mon-

Tableau 6-13. Importations de béryllium métallique et d'alliages de béryllium au Canada

Composé	Quantité (t) 1981	1982
Formes primaires et produits manufacturés en béryllium	4501	2192
Formes primaires d'alliages et produits manufacturés en alliage de béryllium	4411	4522

Source: Statistique Canada 1983.

diale. La concentration de béryllium dans l'atmosphère varie de 1 à 2 $ng \cdot m^{-3}$ dans les zones urbaines et est de 0,13 $ng \cdot m^{-3}$ en moyenne dans les régions rurales (Tabor et Warren 1959; U.S. Department of Health, Education and Welfare 1968).

6.2.9.3 Concentrations dans l'environnement

La concentration moyenne de béryllium dans la croûte terrestre est de 2,5 $mg \cdot kg^{-1}$ (Weast 1977). Elle est, selon les estimations, inférieure à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans la plupart des eaux douces de surface. Dans la région de l'Ouest, la concentration de béryllium dissous était inférieure à 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans 120 échantillons prélevés avant 1980. On a noté avant 1980 dans les régions du Pacifique et de l'Ouest des concentrations de béryllium extractible inférieures à 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans 17 échantillons et inférieures à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans 680 échantillons respectivement (NAQUADAT 1985). La concentration de béryllium dans l'eau de mer est d'environ 0,6 $ng \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980).

6.2.9.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

A l'exception de l'état métallique, le béryllium existe principalement au degré d'oxydation +2. La plupart des composés communs du béryllium sont hydrosolubles (U.S. EPA 1980). Le chlorure et le nitrate de béryllium sont très solubles dans l'eau, le sulfate l'est moyennement, tandis que le carbonate et l'hydroxyde de béryllium sont pratiquement insolubles (U S. EPA 1976; McNeely et coll. 1980).

En milieu acide, le béryllium se comporte comme un cation, mais il forme des complexes anioniques à un pH supérieur à 8 (Drury et coll. 1978). Le béryllium présente une chimie de coordination qui est complexe; il peut former des complexes, des oxycarboxylates et des chélates avec divers produits (Bertin et Thomas 1971). En solution aqueuse, le béryllium n'existe pas sous forme d'ions Be(II), mais sous forme d'un complexe hydraté, en particulier l'hydroxyde de béryllium ($Be(OH)_2$). Durant l'altération climatique, le béryllium se concentre sous forme d'hydrolysat dans la fraction minérale argileuse et n'entre pas en solution dans une proportion appréciable (McNeely et coll. 1980).

Dans la plupart des environnements aquatiques, le béryllium existe sous forme de particules plutôt que sous forme dissoute, principalement en raison de l'insolubilité des oxydes de béryllium. Même si l'on ne dispose guère de données sur la sorption du béryllium, des études ont montré que sa concentration était plus élevée dans les sédiments que dans l'eau (Meehan et Smythe 1967; U.S. EPA 1980). Les facteurs de bioconcentration variaient de 19 pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), exposé à du béryllium pendant 21 j (U.S. EPA 1978), à 100 pour les plantes d'eau douce, les invertébrés et les poissons (Chapman et coll. 1968). Rien n'indique qu'il y ait bioaccumulation du béryllium dans les écosystèmes d'eau douce (Cowgill 1973).

6.2.9.5 Bibliographie

Bertin, F. et G. Thomas. 1971. Sur la chimie de coordination du béryllium. Bull. Soc. Chim. Fr. 10: 3467-3498. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Beus, A.A. 1966. Distribution of beryllium in granites. Geochemistry (USSR) 5: 432-437. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

Bokovay, G. 1985. Beryllium. *Dans* Canadian Minerals Yearbook 1983-1984. Review and Outlook. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.

Chapman, W.H., H.L. Fisher et M.W. Pratt. 1968. Concentration Factors of Chemical Elements in Edible Aquatic Organisms. Lawrence Radiation Laboratory, Livermore, California. UCRL-50564. 46 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Cowgill, U.M. 1973. Biogeochemical cycles for the chemical elements in *Nymphaea odorata* Ait. and the aphid *Rhopalosiphum nymphaeae* (L.) living in Linsley Pond. Sci. Total Environ. 2: 259-303.

Drury, J.S., C.R. Shriver, E.B. Lewis, L.E. Towill et A.S. Hammons. 1978. Reviews of the Environmental Effects of Pollutants: VI. Beryllium. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. PB 290-966. pp. 8-38. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Béryllium. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 14.

Meehan, W.R. et L.E. Smythe. 1967. Occurrence of beryllium as a trace element in environmental materials. Environ. Sci. Technol. 1: 839-844.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Tabor, E.C. et W.V. Warren. 1958. Distribution of certain metals in the atmosphere of some American cities. Arch. Ind. Health 17: 145. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

Tepper, L.B. 1972. Beryllium. *Dans* Metallic Contaminants and Human Health. D.H.K. Lee (ed.). Academic Press, New York. p. 127. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

U.S. Department of Health, Education and Welfare. 1968. National Air Sampling Network, Air Quality Data. Public Health Service, Durham, North Carolina. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

U.S. EPA. 1976. Quality Criteria for Water. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/9-76/023. pp. 21-24.

U.S. EPA. 1978. In-depth Studies on Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S. Environmental Protection Agency. Contract No. 68-01-4646.

U.S. EPA. 1979. Beryllium. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 8-1 à 8-7.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Beryllium. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-024.

Weast, R.C. (ed.) 1977. Handbook of Chemistry and Physics. 58th edition. CRC Press, Cleveland, Ohio. 2398 pp.

6.2.10 Bore

6.2.10.1 Utilisations et production

Le bore est utilisé dans les produits ignifuges, dans la fabrication de verre de borosilicate, comme constituant des émaux et des antioxydants employés pour le soudage, et dans les industries de la photographie, des cosmétiques, du cuir, des textiles, des peintures et du traitement du bois (U.S. EPA 1976; McNeely et coll. 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982). On l'emploie également pour préparer des désinfectants et des médicaments. Les hydrures de bore peuvent former des

mélanges très inflammables avec des composés oxydants et ils sont utilisés dans certains carburants synthétiques pour fusée (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Le borax ($Na_2B_4O7{\cdot}10H_2O$), un composé important du bore, est utilisé comme produit de nettoyage et peut se retrouver dans les effluents domestiques et industriels (Santé et Bien-être social Canada 1982). Le bore élémentaire est utilisé en métallurgie pour durcir les métaux (McNeely et coll. 1980) et dans les réacteurs nucléaires pour l'absorption des neutrons (U.S. EPA 1976); on l'utilise également en très faibles quantités en agriculture pour améliorer les rendements (McNeely et coll. 1980).

Le bore et ses composés ne sont pas fabriqués au Canada (Chemical Information Services, Ltd. 1980). Selon certains rapports, les importations de borax et d'acide borique se chiffraient à 51 600 t en 1978 et à 2000 t en 1976 respectivement (CORPUS Information Services 1978, 1980). Les importations de trifluorure de bore pour 1981, 1982 et 1983 étaient de 8, 7 et 28 t respectivement. La quantité de nitrure de bore importée durant 1981, 1982 et 1983 était, signale-t-on, de 15, 77 et 63 t respectivement (Statistique Canada 1983).

6.2.10.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

On connaît plus de 80 minéraux qui renferment du bore, dont le plus commun est la tourmaline, un silicate complexe présent dans les roches ignées (McNeely et coll. 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982) et quelques roches sédimentaires. L'altération des roches ignées et sédimentaires libère du bore qui est ensuite transporté en solution. Le lessivage des sols contribue également à l'apport de bore dans les eaux (McNeely et coll. 1980). L'activité volcanique constitue aussi une autre source environnementale, en rejetant de l'acide borique et du trifluore de bore (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Le bore sert à diverses utilisations industrielles et, par conséquent, ses voies de pénétration dans l'environnement aquatique sont nombreuses. On peut trouver du bore dans les eaux d'égout domestiques, car il est utilisé comme adoucisseur d'eau (borax) et comme antiseptique doux (acide borique). Le bore peut également atteindre les eaux de surface avec le ruissellement agricole (application de pesticides) et dans les régions où on l'utilise pour améliorer les rendements agricoles (McNeely et coll. 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982). On ne dispose d'aucune donnée sur les quantités de bore rejetées par des sources anthropiques.

6.2.10.3 Concentrations dans l'environnement

Les concentrations de bore dans les eaux de surface sont en moyenne de 0,1 $mg{\cdot}L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980), mais on a signalé des concentrations atteignant 6,5 $mg{\cdot}L^{-1}$ (eaux de surface aux Etats-Unis) (Durfor et Becker 1962). Plus de 90 % des stations s'occupant du contrôle de la qualité des eaux au Canada, dont les résultats ont été étudiés en 1976, signalaient des valeurs médianes inférieures à 0,5 $mg{\cdot}L^{-1}$; les valeurs médianes provinciales allaient de 0,01 $mg{\cdot}L^{-1}$ pour la Colombie-Britannique à 0,15 $mg{\cdot}L^{-1}$ pour le Manitoba et la Saskatchewan (NAQUADAT 1976). Des échantillons d'eau de lacs prélevés au Nouveau-Brunswick, en Ontario et en Saskatchewan contenaient entre 0,005 et 0,7 $mg{\cdot}L^{-1}$ (Afghan et coll. 1972). Les concentrations de bore du Canada provenant de la NAQUADAT (1985) sont présentées au tableau 6-14. Des échantillons de neige prélevés dans la région d'Ottawa contenaient entre 0,001 et 0,012 $mg{\cdot}L^{-1}$ de bore (Afghan et coll. 1972). On a constaté que les concentrations de bore dans les sources chaudes et les saumures pouvaient atteindre 48 $mg{\cdot}L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980).

Tableau 6-14. Concentrations de bore dissous dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($mg{\cdot}L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<0,01-2,00	418	Avant 1980
Ouest	0,01-0,59	166	Avant 1980
Centre	<0,01-3,69	324	Avant 1980
Atlantique	<0,01-2,30	417	Avant 1980

[1] Limite de détection = 0,01 $mg{\cdot}L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

6.2.10.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le bore, dont les degrés d'oxydation sont de 0 et +3, peut former divers boranes (hydrures) et composés organoborés. Notre connaissance de la chimie du bore dans l'environnement est encore incomplète (Santé et Bien-être social Canada 1982). Le bore n'existe pas à l'état élémentaire dans la nature, mais on le trouve généralement dans l'eau sous forme de borate de sodium ou de calcium, en quantités relativement faibles (U.S. EPA 1976). L'acide borique, H_3BO_3, constitue l'espèce prédominante du bore dans l'eau de mer (76 %), tandis que l'anion borate, $B(OH)_4^-$, représente environ 13 % du total (Byrne et Kester 1974). L'acide borique est probablement l'espèce dominante en eau douce; il est moyennement soluble dans l'eau et ne se dissocie pas rapidement (Hem 1970). Selon certaines données, le bore s'accumulerait dans le zooplancton marin, les algues et le varech (Yamamoto et coll. 1973), même si les concentrations trouvées dans les tissus sont généralement faibles (facteurs de concentration <50) (Bowen 1979).

6.2.10.5 Bibliographie

Afghan, B.K., P.D. Goulden et J.F. Ryan. 1972. Automated fluorometric method for determination of boron in waters, detergents and sewage effluents. Water Res. 6: 1475.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London. 333 pp.

Byrne, R.H., Jr. et D.R. Kester. 1974. Inorganic speciation of boron in seawater. J. Mar. Res. 32: 119-127.

Chemical Information Services, Ltd. 1980. Directory of World Chemical Producers. 1980/81 edition. Chemical Information Services, Ltd., Oceanside, New York.

CORPUS Information Services. 1978. Boric Acid. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

CORPUS Information Services. 1980. Borax. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Durfor, C.N. et E. Becker. 1962. Public Water Supplies of the 100 Largest Cities in the U.S. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. U.S. Geol. Surv. Water Supply Pap. 1812. (Mentionnée dans Santé et Bien-être Social Canada 1982.)

Hem, J.D. 1970. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Waters. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. U.S. Geol. Surv. Water Supply Pap. 1473. pp. 187-188. (Mentionnée dans Santé et Bien-être Social Canada 1982.)

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Bore. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 16-17.

NAQUADAT. 1976. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Bore. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 223-230.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

U.S. EPA. 1976. Quality Criteria for Water. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/9-76/023. pp. 25-26.

Yamamoto, T., T. Yamaoka, T. Fujita et C. Isoda. 1973. Boron content in marine plankton. Rec. Oceanogr. Works Jpn. 12: 13-21.

6.2.11 Cadmium

6.2.11.1 Utilisations et production

Le cadmium est utilisé dans l'électroplacage d'autres métaux ou alliages en vue de les protéger contre la corrosion, dans la fabrication de pigments, d'accumulateurs au nickel-cadmium, de soudure, de matériel électronique, de lubrifiants, de produits de photographie, de verre, de céramiques et de certains biocides; il sert également de stabilisant dans les matières plastiques. On peut également trouver du cadmium dans les roches phosphatées utilisées comme engrais. Les composés de cadmium sont employés dans la production de polychlorure de vinyle (PCV) (stéarate de cadmium) et de tubes pour téléviseurs (cadmium-phosphore). Le cadmium métallique est également employé dans les soudures au cadmium-argent, dans les fils de téléphone, les câbles de trolley (1 % de cadmium et 99 % de cuivre) et dans les tôles métalliques servant d'ailettes dans les radiateurs d'automobile (McNeely et coll. 1980; Reeder et coll. 1983).

L'exploitation du cadmium est rentable uniquement lorsqu'il est associé à des minerais de métaux non ferreux comme le zinc, le plomb et le cuivre (Lymburner 1974; Environnement Canada 1976). Depuis les années 1930, la demande mondiale en cadmium s'est accrue régulièrement jusqu'au point où la consommation est actuellement limitée essentiellement par la teneur des minerais de zinc et de cadmium et par les quantités disponibles de zinc affiné (Lymburner 1974; Hiatt et Huff 1975). La récupération du cadmium à partir des minerais de zinc varie de 31,5 à 67,5 % (de 70 à 90 % pour la transformation du minerai en concentré et de 45 à 75 % pour la transformation du concentré en métal). Le cadmium est récupéré à partir des vapeurs produites durant le grillage des minerais et des concentrés de zinc et à partir des précipités obtenus au cours de la purification du sulfate de zinc (Brown 1977).

En 1984, la production canadienne de cadmium se chiffrait à 1602 kg, soit une augmentation de 24 % (1193 kg) par rapport à l'année précédente. L'Ontario était le principal producteur de cadmium avec 1015 kg (63 %), devançant de loin la Colombie-Britannique qui en a produit 221 kg (14 %) (Energie, Mines et Ressources Canada 1985). Le Canada a importé en 1982 les composés de cadmium suivants: oxyde (2 t), sulfure (4 t) et sels d'acides inorganiques (1 t) (Statistique Canada 1983).

6.2.11.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le cadmium se classe au 64e rang en ce qui concerne son abondance dans la croûte terrestre, avec une concentration moyenne de 0,2 $mg \cdot kg^{-1}$ (Taylor 1964). Le cadmium se présente généralement sous forme de greenockite (CdS) que l'on trouve associé à du sulfure de zinc, notamment la sphalérite (ZnS) (Brown 1977). Les minerais de zinc du Canada renferment jusqu'à 0,07 % de cadmium récupérable (Barry 1975). On estime qu'environ 500 t de cadmium pénètrent dans l'environnement à l'échelle globale chaque année, à la suite des phénomènes d'altération naturels (Bertine et Goldberg 1971).

Les principales sources anthropiques de cadmium dans l'environnement sont: (1) le rejet de Cd dans l'atmosphère et dans l'eau au cours de l'exploitation minière, par les fonderies (zinc, plomb, cuivre) et par les industries fabriquant des alliages, des peintures, des accumulateurs et des matières plastiques; (2) l'utilisation agricole de boues, d'engrais et de pesticides renfermant du cadmium; et (3) l'utilisation de combustibles fossiles. La détérioration des matériaux galvanisés contribue également à l'apport de cadmium dans l'environnement (Friberg et coll. 1974).

Les principales sources atmosphériques de cadmium sont l'industrie sidérurgique (hauts fourneaux), la production de zinc de première fusion (notamment la phase de grillage) et la production de cuivre et de nickel de première fusion (Bertine et Goldberg 1971; Environnement Canada 1976). En raison des faibles concentrations de cadmium dans le pétrole et le charbon, soit 0,01 et 0,002 $mg \cdot kg^{-1}$ respectivement, les combustibles fossiles ne semblent pas être une source importante de cadmium dans l'environnement (Bertine et Goldberg 1971). Les données canadiennes les plus récentes sur les émissions de cadmium datent de 1972. Les émissions totales de cadmium dans l'atmosphère avaient alors été estimées à 508 t. La plus grande partie du cadmium provenait de l'industrie du cuivre et du nickel de première fusion, qui rejetait 78,1 %, soit 397 t, de la totalité des émissions. L'utilisation de combustibles par des sources fixes représentait 16,9 % des émissions, soit 86,5 t. Les secteurs du transport, de l'incinération des déchets solides et de l'application des pesticides ne représentaient que $<0,7$ %, 0,7 % et $<0,1$ % du total, respectivement. Le Québec, qui est le centre de l'industrie du cuivre de première fusion au Canada, est responsable de 75,1 % de tous les rejets (Environnement Canada 1976).

6.2.11.3 Concentrations dans l'environnement

Le cadmium est présent à l'état de trace (<1 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans les eaux douces, où sa concentration varie normalement de 0,1 à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Fleisher et coll. 1974; Friberg et coll. 1974; Hiatt et Huff 1975; McNeely et coll. 1980). La présence de concentrations supérieures à ces concentrations naturelles

peut être attribuée à des sources anthropiques (McNeely et coll. 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982).

Des 3067 échantillons prélevés un peu partout au Canada en vue d'y doser le cadmium total, seuls quatre présentaient une concentration supérieure a la limite de détection de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$. Aucun des échantillons provenant des régions du Centre et du Pacifique ne possédait une concentration supérieure à la limite de détection. La région de l'Ouest a signalé trois valeurs (61, 37 et 25 $\mu g \cdot L^{-1}$ de cadmium total) et la région de l'Atlantique une seule, soit 12 $\mu g \cdot L^{-1}$, supérieure à la limite de détection (NAQUADAT 1985).

6.2.11.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Dans les eaux naturelles de surface, le cadmium se présente surtout sous la forme divalente qui comprend plusieurs composés inorganiques (p. ex. halogénures, oxydes, sulfures) et organiques (Reeder et coll. 1983). Les espèces et le devenir du cadmium dans l'eau sont complexes et dépendent des espèces chimiques de cet élément, qui sont déterminées par le pH de l'eau et sa dureté, ainsi que par la présence de ligands et de cations métalliques coexistants (Florence 1982; Moore et Ramamoorthy 1984). La plupart des données sur les espèces du cadmium sont basées sur des calculs théoriques et des études en laboratoire (U.S. EPA 1979). Les carbonates, les sulfures et les hydroxydes de cadmium sont très peu hydrosolubles (Reeder et coll. 1983). En eau douce, le cadmium se trouve principalement sous forme de l'ion cadmium libre Cd(II), de chlorure de cadmium et de carbonate de cadmium (Mantoura et coll. 1978). Une grande partie du cadmium dissous dans l'eau existe sous forme du cation divalent jusqu'à un pH d'environ 9,0; toutefois, sa solubilité diminue à des pH supérieurs, en raison de la formation d'hydroxyde de cadmium (Moore et Ramamoorthy 1984). On estime que le potentiel redox a peu d'influence directe sur le type d'espèce de cadmium; cependant, en conditions réductrices et en présence de soufre, il y a production de sulfure de cadmium insoluble (Muramoto 1982).

La sorption constitue probablement le plus important des processus d'élimination du cadmium de l'eau. La substitution du cadmium par des ions calcium dans le réseau cristallin des minéraux carbonatés peut éliminer le cadmium de la solution. Dans les eaux naturelles, le cadmium précipite avec les oxydes hydratés de fer, d'aluminium et de manganèse. Par ailleurs, l'adsorption du cadmium sur des substances humiques et sur d'autres agents organiques complexants peut être un facteur important dans les eaux à forte teneur en matières organiques (U.S. EPA 1979).

Rien ne permet de croire que la photolyse joue un rôle important dans l'élimination du cadmium présent dans l'environnement aquatique. Il n'existe non plus aucune preuve tangible de la volatilisation du cadmium ou de ses composés (U.S. EPA 1979).

Selon sa disponibilité pour la faune et la flore (Florence 1982), le cadmium peut être accumulé par un certain nombre d'organismes aquatiques, notamment les macrophytes, le phytoplancton, le zooplancton, les invertébrés et les poissons. Même si le degré de bioaccumulation varie selon des facteurs comme l'espèce et l'âge de l'organisme, les facteurs de bioconcentration sont de l'ordre de 10^2-10^5 (Reeder et coll. 1983). En général, l'absorption de cadmium par des organismes aquatiques dépend de la dureté de l'eau, car les concentrations tissulaires diminuent à mesure que la dureté augmente (Kinkade et Erdman 1975). La bioaccumulation du cadmium augmente généralement avec la température de l'eau (Remacle et coll. 1982; Rombough et Garside 1982). Les bactéries (Pfister 1982) et les algues (Hart et Scaife 1977) absorbent plus de cadmium à des pH plus faibles. La présence d'agents complexants entraîne habituellement une diminution de la bioaccumulation (Poldoski 1979). Les demi-vies biologiques signalées dans la documentation semblent être très variables, mais la plupart des études semblent indiquer pour le cadmium un temps de séjour relativement long dans les tissus des poissons. Par exemple, les demi-vies biologiques signalées pour le muscle de la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) et le muscle de la carpe miroir (*Cyprinus carpio*) étaient de 248 j (Calamari et coll. 1982) et de 67-136 j (Muramoto 1982) respectivement. On a fait état d'une demi-vie biologique supérieure à un an dans le foie et les reins de la truite arc-en-ciel (Haux et Larsson 1984). Rien n'indique qu'il y ait bioamplification du cadmium dans le réseau alimentaire aquatique (Wong 1985).

6.2.11.5 Bibliographie

Barry, G.S. 1975. Cadmium. *Dans* Canadian Minerals Yearbook 1974. Direction des ressources minérales, Énergie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. (Mentionnée dans Reeder et coll. 1983.)

Bertine, K.K. et E.D. Goldberg. 1971. Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. Science 173: 233-235.

Brown D.H. 1977. Cadmium. *Dans* Canadian Minerals Yearbook 1976. Direction des ressources minérales, Énergie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. (Mentionnée dans Reeder et coll. 1983.)

Calamari, D., G.F. Gaggino et G. Pacchetti. 1982. Toxicokinetics of low levels of Cd, Cr, Ni and their mixture in long-term treatment on *Salmo gairdneri* Rich. Chemosphere 11: 59-72.

Énergie, Mines et Ressources Canada. 1985. Canadian mineral production 1983 and 1984. Can. Min. J. 106(2): 26-27.

Environnement Canada. 1976. Inventaire national des sources et des émissions de cadmium (1972). Direction des programmes sur la pollution atmosphérique, Service de la protection de l'environnement, Ottawa. Rapport APCD 76-2F.

Fleischer, M., A.F. Sarofim, D.W. Fassett, P. Hammond, H.T. Shacklette, I.C.T. Nisbet et S. Epstein. 1974. Environmental impact of cadmium: a review by the panel on hazardous trace substances. Environ. Health Perspect. Exp. Iss. 7: 253-323. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Florence, T.M. 1982. The speciation of trace elements in water. Talanta 29: 345-364.

Friberg, L., M. Piscator, G.F. Nordberg et T. Kjellstrom. 1974. Cadmium in the Environment. Chemical Rubber Co. Press Inc., Cleveland, Ohio. (Mentionnée dans Reeder et coll. 1983.)

Hart, B.A. et P.D. Scaife. 1977. Toxicity and bioaccumulation of cadmium in *Chlorella pyrenoidosa*. Environ. Res. 14: 401-413.

Haux, C. et A. Larsson. 1984. Long-term sublethal physiological effects on rainbow trout, *Salmo gairdneri*, during exposure to cadmium and after subsequent recovery. Aquat. Toxicol. 5: 129-142.

Hiatt, V. et J.E. Huff. 1975. The environmental impact of cadmium: an overview. Int. J. Environ. Stud. 7: 277-285. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Kinkade, M.L. et H.E. Erdman. 1975. The influence of hardness components (Ca^{2+} and Mg^{2+}) in water on the uptake and concentration of cadmium in a simulated freshwater ecosystem. Environ. Res. 10: 308-317.

Lymburner, D.B. 1974. Environmental Contaminants Inventory Study No. 2. The Production, Use and Distribution of Cadmium in Canada. Direction générale des eaux intérieures, Centre canadien des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario). Série des rapports généraux n° 39.

Mantoura, R.F.C., A. Dickson et J.F. Riley. 1978. The complexation of metals with humic materials in natural waters. Estuarine Coastal Mar. Sci. 6: 387-408.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Cadmium. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 17.

Moore, J.W. et S. Ramamoorthy. 1984. Heavy Metals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assessment. Springer-Verlag, New York. 268 pp.

Muramoto, S. 1982. Reductions of Cd in a Cd-contaminated fish by long-term exposure to EDTA or freshwater. J. Environ. Sci. Health A17: 67-74.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. 1985. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Environnement Canada, Ottawa.

Pfister, R.M. 1982. Evaluation of Bacterial Binding and Release of Cadmium from Aquatic Sediments. U.S. Dep. of the Interior Rep. 712437. 115 pp.

Poldoski, J.E. 1979. Cadmium bioaccumulation assays. Their relationship to various ionic equilibria in Lake Superior water. Environ. Sci. Technol. 13: 701-706.

Reeder, S.W., A. Demayo et M.C. Taylor. 1983. Cadmium. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Remacle, J., C. Houba et J. Ninane. 1982. Cadmium fate in bacterial microcosms. Water Air Soil Pollut. 18: 455-465.

Rombough, P.J. et E.T. Garside. 1982. Cadmium toxicity and accumulation in eggs and alevins of Atlantic salmon, *Salmo salar*. Can. J. Zool. 60: 2006-2014.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Cadmium. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 231-250.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue n° 65-207.

Taylor, S.R. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. Geochim. Cosmochim. Acta 28: 1273-1285.

U.S. EPA. 1979. Cadmium. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029a. pp. 9-1 à 9-20.

Wong, P.T.S. 1985. Communication personnelle. Direction des recherches sur la pêche dans les Grands lacs, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario).

6.2.12 Calcium

6.2.12.1 Utilisations et production

L'oxyde de calcium est largement utilisé dans l'industrie du bâtiment pour les mortiers, le stuc et le plâtre, dans la fabrication de la pâte à papier, dans le raffinage du sucre, dans le raffinage du pétrole et dans le tannage (McQuarrie 1966). Les matières calcaires sont utilisées dans l'industrie chimique sous la forme de calcaire, de chaux, de cyanamide de calcium et d'arséniate, de carbure et de chlorure de calcium. La chaux est largement utilisée pour le traitement de l'eau et l'épuration des eaux usées. On emploie également le calcium dans le brassage de la bière, la fabrication de colles et le salage des routes (McNeely et coll. 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982). Comme la Chromasco Ltd., située à Haley (près de Renfrew), en Ontario, est le seul producteur de calcium au Canada, les données sur la production, la consommation et les exportations de calcium au Canada ne sont pas publiées pour conserver leur caractère confidentiel (McCutcheon 1984). En 1982, la production de calcium du monde occidental, c.-à-d. au Canada, en France, au Japon et aux Etats-Unis, était estimée à environ 1360 t. La production canadienne était estimée à environ 35 % de ce chiffre (U.S. Department of the Interior 1982). On dispose de données sur les importations de calcium et de nombreux composés calciques; celles-ci sont présentées au tableau 6-15.

Tableau 6-15. Importations de calcium et de composés calciques au Canada

Composé	Quantité (t)	
	1981	1982
Calcium (métallique)	24	50
Cyanure de calcium (préparation pour fumigation)	1	—
Sulfate de calcium dihydrate	23	54
Chlorure de calcium (poids sec)	7144	9096
Oxyde de calcium	4	2
Phosphates de calcium (non spécifiés inorganiques)	4262	3022
Hydroxyde de calcium	62	47
Arséniate de calcium (préparation pesticide)	—	2
Peroxyde de calcium	2	5
Carbure de calcium	8108	1716
Chlorure de calcium (liquide poids sec)	4126	3750
Cyanamide de calcium (moins de 25 % d'azote)	122	91
Nitrate de calcium (moins de 16 % d'azote)	4475	5181

Source: Statistique Canada 1983.

6.2.12.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le calcium est l'un des cations les plus abondants dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Il est très hydrosoluble et pénètre dans l'environnement aquatique par l'altération des roches, notamment du calcaire, et à partir du sol dans les eaux d'infiltration et de ruissellement. Ce sont les sels de calcium ainsi que les sels de magnésium qui sont en grande partie responsables de la dureté de l'eau (McNeely et coll. 1980). On a constaté que la quantité de calcium extraite du sol augmente considérablement avec l'acidité de l'eau de pluie (Harvey et coll. 1982). Les minéraux à base de silicate, comme les pyroxènes et les amphiboles, les dépôts sédimentaires de calcite et de dolomie, le gypse et l'apatite [$Ca_5(PO_4)_3(F,Cl,OH)$] peuvent libérer d'importantes quantités de calcium dans les eaux (McNeely et coll. 1980).

Les apports de calcium d'origine industrielle dans les lacs Supérieur et Huron durant la période allant de 1973 à 1975 étaient de $14{,}8 \times 10^3$ et de $6{,}2 \times 10^3$ $t \cdot a^{-1}$ respectivement (CMI 1976). Un échantillon d'eaux usées industrielles prélevé en 1980 dans une station de la NAQUADAT en Colombie-

Britannique présentait une concentration de calcium dissous de 65,5 $mg \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 0,5 $mg \cdot L^{-1}$) (NAQUADAT 1985).

On estime que 14×10^5 t de calcium ont été rejetées dans l'atmosphère durant 1967 à partir des combustibles fossiles dans l'hémisphère nord (Bertine et Goldberg 1971). L'apport atmosphérique de calcium dans le bassin des Grands lacs est, selon les estimations, supérieur à 1×10^5 t (CMI 1976, 1977).

6.2.12.3 Concentrations dans l'environnement

La concentration du calcium dans les eaux douces naturelles varie selon la proximité de formations géologiques riches en calcium. Les concentrations caractéristiques de calcium sont inférieures à 15 $mg \cdot L^{-1}$, alors que dans les eaux voisines de roches carbonatées, elles peuvent être de l'ordre de 30-100 $mg \cdot L^{-1}$. Les eaux qui sont en contact avec un schiste argileux gypsifère peuvent avoir des concentrations de calcium de plusieurs centaines de milligrammes par litre. Les concentrations de calcium dans l'eau de mer sont généralement de 400 $mg \cdot L^{-1}$ et celles des saumures peuvent atteindre 75 000 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980).

Les concentrations de calcium dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-16. Les concentrations de calcium augmentent progressivement du lac Supérieur (13 $mg \cdot L^{-1}$) jusqu'au lac Ontario (36 $mg \cdot L^{-1}$), ce qui traduit la géochimie des régions baignées par ces eaux et l'importance des activités anthropiques (CMI 1977).

6.2.12.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le calcium est fortement électropositif et est caractérisé par une valence de +2 dans ses composés (Goodenough et Stenger 1973; Cotton et Wilkinson 1980). Les composés du calcium sont stables dans l'eau en présence de dioxyde de carbone. La teneur en calcium des systèmes aquatiques diminue considérablement en raison de la précipitation des sels calciques (p. ex. $CaCO_3$) provoquée par l'augmentation de la température de l'eau, par la diminution de pression qui entraîne le dégazage du dioxyde de carbone et par la photosynthèse (Hutchinson 1957; Loewenthal et Marais 1976).

La teneur en calcium des lacs d'eau douce (bien inférieure à la concentration de saturation) accuse de faibles fluctuations saisonnières avec la profondeur, si on la compare à la dynamique saisonnière marquée qui prévaut dans les lacs dont l'eau est dure. Les concentrations de calcium dans l'eau dure diminuent de façon appréciable à la suite de la précipitation du $CaCO_3$ durant les mois d'été. Le $CaCO_3$ coprécipite avec les substances nutritives inorganiques et élimine également les acides humiques et d'autres composés organiques en les adsorbant. Une certaine quantité de $CaCO_3$ est entraînée en permanence dans les sédiments. Le calcium forme des complexes avec les acides humiques, notamment dans les sédiments, et modifie ainsi les équilibres d'échange dans l'hypolimnion des plans d'eau (Ohle 1955). Le calcium constitue généralement plus de 30 % de la masse des sédiments dans les lacs dont l'eau est moyennement dure (Wetzel 1970). La décalcification d'origine biologique de l'épilimnion d'un lac atteint un maximum dans les eaux dures très productives (Wetzel 1975).

Tableau 6-16. Concentrations de calcium dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	1,19[1]-62,3	1 584	1980-1985
Ouest	274[2]-474	3	Avant 1980
	ND[1,3]-137,0	30 489	1980-1985
Centre	ND[2]-349,0	2 772	Avant 1980
	0,28[1]-67,0	4 378	1980-1985
Atlantique	0,4[2]-11,0	66	1980
	0,22[1]-260,0	1 432	1980-1985

[1] Limite de détection = 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ (dissous).
[2] Limite de détection = 0,002 $mg \cdot L^{-1}$ (total).
[3] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

On estime que le calcium est un élément essentiel pour tous les organismes, à l'exception peut-être de certains champignons; il s'accumule dans certaines algues rouges, dans les coquilles de nombreux invertébrés et dans les os des mammifères. La teneur en calcium des organismes aquatiques (algues marines, 4000-24 000 $mg \cdot kg^{-1}$; poissons marins, 76-20 000 $mg \cdot kg^{-1}$) et des mammifères (muscles, 140-700 $mg \cdot kg^{-1}$; os, 170 000 $mg \cdot kg^{-1}$) a été signalée dans une étude (Bowen 1979).

6.2.12.5 Bibliographie

Bertine, K.K. et E.D. Goldberg. 1971. Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. Science 173: 233.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London. 333 pp.

CMI. 1976. The Waters of Lake Huron and Lake Superior. Vol. I. Summary and Recommendations. Rapport du Upper Lakes Reference Group à la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1977. Atmospheric Loadings of the Lower Great Lakes and the Great Lakes Drainage Basin. Rapport du International Reference Group à la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Goodenough, R.D. et V.A. Stenger. 1973. Magnesium, calcium, strontium, barium and radium. *Dans* Comprehensive Inorganic Chemistry. Vol. I. J.C. Bailar, Jr., H.J. Emeleus, Sir R. Nyholm and A.F. Trotman-Dickenson (eds.). Pergamon Press, Oxford. pp. 591-664.

Harvey, H.H., R.C. Pierce, P.J. Dillon, J.R. Kramer et D.M. Whelpdale. 1982. Acidification dans l'environnement aquatique au Canada: critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18476. 377 pp.

Hutchinson, G.E. 1957. A Treatise on Limnology. Vol. 1. Geography, Physics, and Chemistry. John Wiley & Sons, New York. 1015 pp.

Loewenthal, R.E. et G.V.R. Marais. 1976. Carbonate Chemistry of Aquatic Systems: Theory and Application. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 433 pp.

McCutcheon, W. 1984. Calcium. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1982. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 12.1-12.3.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Calcium. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 17-19.

McQuarrie, M.C. 1966. Lime. *Dans* McGraw-Hill Encyclopedia of Science and Technology. McGraw-Hill, Toronto, Ontario.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Ohle, W. 1955. Ionenaustausch der Gewässersedimente. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 8 (Suppl.): 221-245. (Mentionnée dans Wetzel 1975.)
Santé et Bien-être social Canada. 1982. Calcium. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 251-259.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
U.S. Department of the Interior. 1982. Calcium. *Dans* Mineral Facts and Problems. 1980 edition. Bureau of Mines, Washington, D.C. (Mentionnée dans McCutcheon 1984.)
Wetzel, R.G. 1970. Recent and postglacial production rates of a marl lake. Limnol. Oceanogr. 15: 491-503.
Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.13 Saturation en carbonate de calcium

La formation de tartre ou de boue dans les systèmes de distribution de l'eau peut être à l'origine de défaillances matérielles. Les dépôts calcaires courants peuvent être constitués de carbonate, de phosphate, de silicate ou de sulfate de calcium, ou d'hydroxyde, de phosphate ou de silicate de magnésium. Le tartre peut également être constitué d'oxydes, de silice ou de substances apparentées. Inversement, la détérioration des métaux causée par la corrosion peut produire des ions métalliques dissous susceptibles de se redéposer sous forme d'oxydes. La corrosivité de l'eau peut être augmentée par la présence de constituants, comme l'oxygène dissous et le dioxyde de carbone, ou d'anions, comme les chlorures et les sulfates, ou encore par une diminution du pH. Des microorganismes, comme des bactéries réductrices de sulfate ou des ferrobactéries, peuvent également intervenir dans le processus de corrosion ou de formation de dépôts. On suppose généralement qu'une mince couche protectrice de carbonate de calcium sur les surfaces métalliques suffit souvent à empêcher la corrosion dans les systèmes de distribution de l'eau (Greenberg et coll. 1981).

Le pH auquel l'eau est tout juste saturée en carbonate de calcium ($CaCO_3$) s'appelle pH de saturation (pH_s). On peut le relier au pH réel de l'eau par l'indice de saturation de Langelier (IS) qui est défini par l'équation:

$$IS = pH - pH_s$$

Cet indice n'est pas directement relié à la corrosion; cependant, on estime que la présence d'une mince couche de $CaCO_3$ peut avoir un effet protecteur. Ainsi, un indice légèrement positif est souvent associé à des conditions non corrosives, tandis qu'un indice négatif indique qu'il y a risque de corrosion. Une eau stable a généralement un indice de valeur nulle ou légèrement positive. Il existe également un autre indice appelé indice de stabilité de Ryzner (ISR) défini par l'équation:

$$ISR = 2pH_s - pH$$

Cet indice a une valeur positive. Comme ces deux indices sont basés sur l'équilibre du carbonate dans l'eau (voir la section 6.2.14), ils varient avec la température, la force ionique et l'alcalinité de l'eau dans le système de distribution (Greenberg et coll. 1981).

6.2.13.1 Bibliographie

Greenberg, A.E., J.J. Connors et D. Jenkins. 1981. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1134 pp.

6.2.14 Carbone inorganique: carbonates et bicarbonates

6.2.14.1 Introduction

Les carbonates, les bicarbonates et l'acide carbonique sont les principaux composés inorganiques du carbone. La présence de carbone inorganique influence la dureté de l'eau et peut nuire aux utilisations domestiques et industrielles de l'eau. L'utilisation d'eau dure entraîne la formation de tartre dans les chaudières et tuyaux et peut avoir des effets nuisibles dans les industries du textile, de la galvanoplastie et de la conserverie. L'utilisation d'eau dure entraîne un accroissement de la consommation de savon, ce qui influe sur les activités domestiques et industrielles de nettoyage et de lessive (McNeely et coll. 1980).

L'alcalinité est un autre paramètre étroitement lié aux quantités de bicarbonate, de carbonate et d'acide carbonique présentes dans l'eau (voir la section 6.2.1). Lorsque l'on fait bouillir de l'eau très alcaline pendant une période prolongée, il peut se former des dépôts ou l'eau peut acquérir un goût désagréable. Une alcalinité élevée peut également nuire à l'efficacité du traitement des eaux usées. Les eaux faiblement alcalines causent la corrosion des tuyaux (voir la section 6.2.13) (McNeely et coll. 1980).

6.2.14.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le carbone inorganique peut pénétrer dans l'environnement aquatique par la dissolution du CO_2 de l'atmosphère et par la respiration. Le gaz carbonique est très soluble dans l'eau, mais les quantités de gaz absorbé, quelle que soit la provenance, dépendent de la pression partielle de gaz carbonique et du pH de l'eau. L'eau en contact avec des roches carbonatées comme le calcaire et la dolomie dégage des bicarbonates et des carbonates dans l'environnement aquatique. En raison de leur solubilité élevée, les bicarbonates sont utilisés dans l'industrie et peuvent être présents dans les eaux résiduaires industrielles (McNeely et coll. 1980).

En général, il y a quatre sources de carbone inorganique dans les écosystèmes aquatiques: l'atmosphère, les roches carbonatées, le carbone inorganique allochtone et les cycles biologiques des substances autochtones et allochtones. L'importance relative de ces sources varie dans l'espace et dans le temps. Le gaz carbonique, le bicarbonate (HCO_3^-), ou les deux, sont incorporés au carbone organique par les organismes autotrophes. Le carbone organique autochtone, plus toute substance organique allochtone, est disponible sous forme de carbone organique en suspension qui tend à se déposer dans l'eau douce. La décomposition aérobie et anaérobie par des organismes hétérotrophes des matières organiques en suspension et sédimentés entraîne la produc-

Tableau 6-17. Concentrations de bicarbonate et de carbonates dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Bicarbonate			
Ouest	1-877.7	2254	1980-1985
Carbonate			
Pacifique	0	14	Avant 1980
Ouest	0-74.5	2254	1980-1985
Centre	0-24.2	1355	Avant 1985

[1] Valeurs calculées.

Source: NAQUADAT 1985.

tion de gaz carbonique qui est ensuite disponible comme source de carbone pour les organismes autotrophes. Puisque dans tout système donné, l'atmosphère et les sources carbonatées de carbone inorganique sont considérées comme des sources constantes, la vitesse de transformation du carbone inorganique par les cycles biologiques représente un élément actif du système (Allen et Kramer 1972).

6.2.14.3 Concentrations dans l'environnement

Parmi les espèces inorganiques du carbone, le carbonate est virtuellement absent des eaux de surface puisque leur pH ne dépasse que rarement 9; les eaux souterraines peuvent toutefois être plus alcalines et renfermer jusqu'à 10 $mg \cdot L^{-1}$ de carbonate. Une eau à forte teneur en sodium peut renfermer 50 $mg \cdot L^{-1}$ de carbonate. Les concentrations de bicarbonate dans les eaux de surface sont généralement inférieures à 500 $mg \cdot L^{-1}$ et souvent inférieures à 25 $mg \cdot L^{-1}$. Les concentrations de carbone inorganique total dans les eaux de surface sont généralement plus élevées pendant les périodes d'étiage en raison des apports plus importants en eaux souterraines (McNeely et coll. 1980).

On présente au tableau 6-17 les concentrations de bicarbonate et de carbonate dans les eaux de surface au Canada (NAQUADAT 1985).

6.2.14.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Dans les eaux naturelles, le système carbonate-bicarbonate fait partie du cycle du carbone dans la biosphère (voir la section 6.2.14.2). Dans les eaux naturelles, les ions carbonate et bicarbonate ainsi que l'acide carbonique sont en équilibre (Loewenthal et Marais 1976). Les quantités relatives de carbonates, de bicarbonates et d'acide carbonique dans l'eau sont reliées au pH de l'eau, tel qu'indiqué à la figure 6-2 (Wetzel 1975). Leur interaction dans l'eau entraîne un déplacement de l'équilibre entre les ions hydrogène et hydroxyde. Ce déplacement se manifeste par l'établissement d'un pH spécifique (Loewenthal et Marais 1976). A des pH de 7-8, le bicarbonate (HCO_3^-) prédominera et constituera de 60 à 90 % du carbone inorganique total.

6.2.14.5 Bibliographie

Allen, H.E. et J.R. Kramer (eds.). 1972. Nutrients in Natural Waters. Environ. Sci. Technol. Ser. A. Wiley-Interscience Publ., New York. 457 pp.

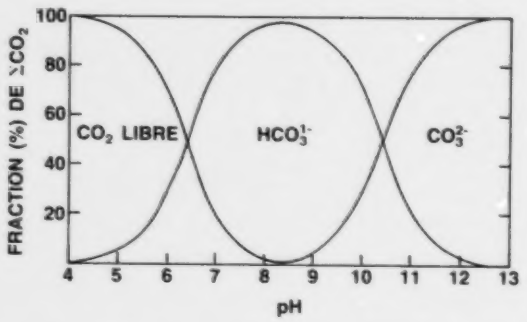


Figure 6-2. Espèces chimiques du carbone inorganique (tiré de Wetzel 1975).

Loewenthal, R.E. et G.V.R. Marais. 1976. Carbonate Chemistry of Aquatic Systems: Theory and Application. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 433 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Carbone inorganique total. Carbonates-bicarbonates. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 19-21.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.15 Chlore

6.2.15.1 Utilisations et production

Le chlore est utilisé principalement dans l'industrie chimique pour la fabrication de produits organiques et inorganiques. L'industrie des pâtes et papiers est un autre consommateur important de chlore. On ajoute du chlore dans l'eau pour détruire ou désactiver les organismes pathogènes au cours de la purification de l'eau d'approvisionnement domestique et de l'épuration des effluents des usines de traitement des eaux d'égout (Pierce 1979; Ontario Ministry of the Environment 1981), des usines de textiles, des centrales électriques et d'autres industries. Le chlore est particulièrement utile dans l'épuration des eaux usées en raison de ses propriétés de désinfection et d'oxydation et des possibilités de l'utiliser comme coagulant. Le chlore prévient également l'encrassement par des matières biologiques dans les échangeurs de chaleur des circuits de refroidissement utilisant de l'eau douce et de l'eau salée (Pierce 1979).

En 1982, le Canada a produit 1 233 300 t de chlore et en a importé 21 400 t (CORPUS Information Services 1983).

6.2.15.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La purification et le traitement des eaux d'approvisionnement et des eaux usées sont l'une des sources de chlore dans l'eau. Environ 4 % de la quantité totale de chlore utilisée annuellement au Canada sert au traitement de l'eau potable, 3 % au traitement des eaux usées et 2 % aux installations d'eau exploitées par l'industrie. Les 91 % restants sont répartis entre l'industrie des pâtes et papiers, l'industrie des textiles

et les autres industries chimiques (Pierce 1979). Une certaine quantité de chlore d'origine atmosphérique peut pénétrer dans l'environnement aquatique, et de petites quantités peuvent être produites par l'action de la lumière solaire sur les aérosols chlorés (NAS 1976).

6.2.15.3 Concentrations dans l'environnement

En général, la persistance du chlore dans l'eau est assez limitée (Ontario Ministry of the Environment 1979). De nombreuses usines d'épuration sont nécessaires pour maintenir une concentration de chlore résiduelle de 0,5-2,0 $mg \cdot L^{-1}$ pendant le traitement (Ontario Ministry of the Environment 1979). Le chlore est rapidement converti en chlorures dans les eaux réceptrices (Thomas 1964). Les résultats des échantillonnages portant sur le chlore ne sont pas signalés dans la NAQUADAT.

6.2.15.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le chlore gazeux, une fois dissous dans de l'eau exempte de substances azotées ou d'autres substances, est rapidement hydrolysé en acide hypochloreux (HOCl) et en acide chlorhydrique (HCl). L'acide chlorhydrique se dissocie rapidement en ions hydrogène et en ions chlorure. L'acide hypochloreux se dissocie partiellement en ions hydrogène et en ions hypochlorites (^-OCl) ($K_d = 1{,}45 \times 10^{-4}$ à 0 °C) (Liebhafsky 1934). Les proportions relatives de Cl_2, HOCl et ^-OCl à l'équilibre (que l'on désigne globalement par le terme chlore libre disponible) sont régies par le pH, la température et la force ionique. A un pH inférieur à 2, le Cl_2 est l'espèce dominante. Pour un pH compris entre 2 et 7, le HOCl domine nettement. A un pH de 7,4 et à 20 °C, dans une eau de faible force ionique, le mélange à l'équilibre se compose de proportions équimolaires de HOCl et de ^-OCl. A des températures inférieures à 20 °C, l'équilibre se déplace en faveur du HOCl et du ^-OCl lorsque le pH est compris entre 2 et 7 (Pierce 1979). Si l'on ajoute du chlore dans de l'eau de mer exempte de substances azotées, il se forme rapidement de l'acide hypobromeux et la plupart du chlore est réduit en chlorures (Pierce 1979).

Le chlore présent dans l'eau réagit rapidement avec des substances azotées pour former des mono-, des di- et des triamines, des *N*-chloramines et des *N*-chloramides, ainsi que d'autres composés *N*-chlorés (que l'on désigne globalement par le terme chlore combiné disponible). La monochloramine (NH_2Cl) est considérée comme le principal constituant du chlore combiné disponible en solution aqueuse. On a constaté que cette substance était relativement stable en milieu aqueux; on peut en déceler après plusieurs jours dans les systèmes d'épuration de l'eau (Kinman et Layton 1976).

Les espèces libres et combinées du chlore peuvent participer rapidement dans diverses réactions avec des composés organiques pour former des produits chlorés (Pierce 1979). Le chlore qui reste dans l'eau après le traitement s'appelle chlore résiduel. La totalité du chlore libre et du chlore combiné s'appelle chlore résiduel total (CRT). La valeur du CRT est suffisante pour définir la toxicité pour les organismes aquatiques d'eau douce (Brungs 1973; Pierce 1979). On a supposé que le CRT ne persistait pas dans les systèmes aquatiques, car la demande en chlore des eaux réceptrices entraîne la formation rapide d'ions chlorures. Cependant, on a constaté que le CRT persistait pendant plusieurs jours dans les effluents chlorés provenant du traitement des eaux d'égout (Esvelt et coll. 1973; Servizi et Martens 1974).

6.2.15.5 Bibliographie

Brungs, W.A. 1973. Effects of residual chlorine on aquatic life. J. Water Pollut. Control Fed. 45: 2180-2193.

CORPUS Information Services. 1983. Chlorine. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Esvelt, L.A., W.J. Kaufman et R.E. Selleck. 1973. Toxicity assessment of treated municipal wastewaters. J. Water Pollut. Control Fed. 45: 1558-1572.

Kinman, R.N. et R.F. Layton. 1976. New method for water disinfection. J. Am. Water Works Assoc. 68: 298-302.

Liebhafsky, H.A. 1934. The equilibrium constant of the bromine hydrolysis and its variation with temperature. J. Am. Chem. Soc. 56: 1500-1505.

NAS. 1976. Chlorine and Hydrogen Chloride. Committee on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.

Ontario Ministry of the Environment. 1979. Rationale for the Establishment of Ontario's Provincial Water Quality Objectives. Water Resources Branch, Toronto, Ontario. 236 pp.

Ontario Ministry of the Environment. 1981. Outlines of Analytical Methods: a Guide to the Occurrence, Significance, Sampling and Analysis of Chemical and Microbiological Parameters in Water, Sediment, Soil, Vegetation and Air. Coordinated by Water Quality Section, Laboratory Services Branch, Toronto, Ontario. 280 pp.

Pierce, R.C. 1979. Chloration en milieu aqueux de composés organiques: réactivité chimique et effets sur l'état de l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16451. 149 pp.

Servizi, J.A. et D.W. Martens. 1974. Preliminary Survey of Toxicity of Chlorinated Sewage to Sockeye and Pink Salmon. Int. Pacific Salmon Fish. Comm., Prog. Rep. No. 30. New Westminster, British Columbia. 42 pp.

Thomas, J.F.J. 1964. Surface water quality in major drainage basins and northern areas of Canada. J. Am. Water Works Assoc. 56: 1173-1193.

6.2.16 Chlorures

6.2.16.1 Utilisations et production

Les chlorures comme le chlorure de sodium et le chlorure de calcium sont largement utilisés pour faire fondre la neige et la glace. Le chlorure de calcium est également utilisé comme matériau de remplissage des pneus, pour la cimentation des puits de pétrole, pour le traitement antigel des minerais, du charbon ou des agrégats, et pour l'épuration des eaux usées. En 1979, 79 % du $CaCl_2$ a été vendu pour la construction de routes, la stabilisation de l'assise des chaussées et le dépoussiérage (Environnement Canada 1984). L'industrie chimique est au deuxième rang en ce qui concerne la consommation de chlorure de sodium (un tiers de la production domestique). Parmi les utilisations industrielles, citons la fabrication d'hydroxyde de sodium, de chlore, de carbonate de sodium, de chlorate de sodium, de bicarbonate de sodium et de chlorite et d'hypochlorite de sodium (CNRC 1977). Quatre-vingt-quinze pour cent du chlorure de potassium (potasse) est surtout employé pour la fabrication d'engrais; le reste sert à la fabrication de produits comme les allumettes, les colorants

Tableau 6-18. Production et importations des trois principaux chlorures au Canada

Composé (année)	Production (t)	Importations (t)
Chlorure de calcium (1979)	114 000	11 840
Chlorure de sodium (1982)	7 972 644	1 526 879
Chlorure de potassium (1983)	6 293 747	2 277

Sources: CORPUS Information Services 1981; Barry 1985; Prud'homme 1985.

utilisés pour la teinture en cuve, la verrerie, la porcelaine, les produits pharmaceutiques, les détergents, les furnigants et les insecticides (CNRC 1977).

La production et les importations de chlorures au Canada sont présentées au tableau 6-18.

6.2.16.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

On retrouve les chlorures un peu partout dans l'environnement, généralement sous forme de chlorure de sodium (NaCl), de chlorure de potassium (KCl) et de chlorure de calcium ($CaCl_2$) (CNRC 1977). Les chlorures peuvent être présents dans des dépôts de sulfate et des dépôts calcaires. L'altération et le lessivage des roches et des sols sédimentaires ainsi que la dissolution des dépôts salins libèrent des chlorures dans l'eau (McNeely et coll. 1980). Les chlorures dans les eaux de surface et les eaux souterraines proviennent aussi d'autres sources comme le salage des routes, les effluents des industries chimiques, l'extraction du pétrole, les eaux d'égouts, l'irrigation, le drainage, le lessivage de déchets et l'intrusion d'eau salée (Santé et Bien-être social Canada 1982). De 25 à 50 % du sel répandu sur les routes peut pénétrer, estime-t-on, dans les eaux souterraines (McConnell et Lewis 1972). Dans les régions côtières, la contamination locale des eaux de surface et des eaux souterraines peut provenir du transport atmosphérique des chlorures contenus dans les embruns (McNeely et coll. 1980). En général, les concentrations atmosphériques sont faibles, sauf dans les régions côtières (en raison des embruns) et dans les régions à proximité de mines de chlorure de sodium et de chlorure de potassium et d'industries où l'on traite ces substances (Santé et Bien-être social Canada 1982).

6.2.16.3 Concentrations dans l'environnement

Environ 0,05 % de la lithosphère est constituée de chlorures, et la plus grande quantité se trouve dans les océans (Santé et Bien-être social Canada 1982). Dans les eaux de surface naturelles, les chlorures sont présents à de faibles concentrations, généralement inférieures à 10 $mg \cdot L^{-1}$ et souvent inférieures à 1 $mg \cdot L^{-1}$ (Bond et Straub 1973; NAQUADAT 1976). Les concentrations de chlorures varient selon la région climatique; les eaux de surface dans les régions humides contiennent peu de chlorures (<10 $mg \cdot L^{-1}$), tandis que les eaux dans les régions arides et semi-arides en contiennent parfois plusieurs centaines de milligrammes par litre (McNeely et coll. 1980). Les eaux des Grands lacs et des basses terres du Saint-Laurent en contiennent plus (20 $mg \cdot L^{-1}$) en raison des activités industrielles (CNRC 1977). Dans le lac Erié, les concentrations de chlorures ont triplé en 50 ans; 70 % de cette proportion provient du salage des routes, des eaux usées des municipalités et de sources industrielles (Wetzel 1975). Pendant les années 1973 à 1977, on attribue à des causes naturelles des concentrations de chlorures allant jusqu'à 600 et 770 $mg \cdot L^{-1}$ dans les lacs Manitoba et Winnipegosis (Morelli 1986). Des échantillons d'eaux usées d'origine urbaine prélevés à Terre-Neuve renfermaient 1020 et 1180 $mg \cdot L^{-1}$ de chlorures dissous, en 1982 et en 1983 respectivement (NAQUADAT 1985). En général, l'eau de mer "normale" peut contenir jusqu'à 19 300 $mg \cdot L^{-1}$ de chlorures et les saumures, jusqu'à 200 000 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980). En général, on a signalé de faibles concentrations de chlorures dans plusieurs provinces canadiennes (<10 $mg \cdot L^{-1}$) (NAQUADAT 1976).

Tableau 6-19. Concentrations de chlorures (dissous) dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<0,1-27,0	1556	1980-1981
Ouest	0,1-473,0	2412	Avant 1980
Centre	<0,1-450,0	5221	1980-1983
Atlantique	0,04[2]-861,0	9552	1980-1984

[1] Limite de détection = 0,1 $mg \cdot L^{-1}$.
[2] Limite de détection = 0,01 $mg \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

Les concentrations de chlorures dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-19.

6.2.16.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'ion chlorure est l'un des principaux constituants de la plupart des eaux. Même si l'anion chlorure prédomine dans les systèmes marins et les bassins hydrographiques fermés (p. ex. lacs playa), il est rarement le constituant principal dans les bassins hydrographiques ouverts. Les trois quarts du chlore présent sur la surface du globe existent à l'état de chlorure (Cl^-) en solution. La désinfection des eaux brutes ou des eaux d'égout entraînera le rejet de chlorures dans les eaux réceptrices (voir la section 6.2.15) (CNRC 1977).

6.2.16.5 Bibliographie

Barry, G.S. 1985. Potasse. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.

Bond, R.G. et C.P. Straub. 1973. Handbook of Environmental Control. Vol. 3. Chemical Rubber Co., Cleveland, Ohio.

CNRC. 1977. Les effets des halogénures alcalins dans l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 15020. 171 pp.

CORPUS Information Services. 1981. Calcium Chloride. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Environnement Canada. 1984. Le chlorure de calcium. Collection Enviroguide. Service de la protection de l'environnement, Ottawa. 71 pp.

McConnell, H.H. et J. Lewis. 1972. Add salt to taste. Environment 14(9): 38-44.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Halogénures: chlorures. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 28-30.

Morelli, M. 1986. Communication personnelle. Environmental Standards and Studies, Manitoba Environment and Workplace Safety and Health, Winnipeg (Manitoba).

NAQUADAT. 1976. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Prud'homme, M. 1985. Sel. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Chlorures. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 279-285.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.17 Chrome

6.2.17.1 Utilisations et production

Les composés hexavalents de chrome servent en métallurgie à la production d'alliages de chrome et de chrome métallique, en chimie industrielle comme agents oxydants pour le placage au chrome, et à la production d'autres composés du chrome utilisés dans les peintures, les colorants, les explosifs, la céramique et le papier. Les sels trivalents du chrome sont utilisés pour teindre les textiles, dans l'industrie de la céramique et du verre, et en photographie. Des composés de chrome sont ajoutés aux boues de forage de façon à réduire la fatigue sous corrosion des tiges de forage. Parmi les autres applications, citons l'utilisation dans les se.pentins de chauffage et de refroidissement et dans les systèmes extincteurs. On trouve aussi du chrome dans certains engrais et pesticides (McNeely et coll. 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982; Taylor et coll. 1982).

Les dépôts canadiens de chrome (chromite) sont habituellement de faible teneur ou d'exploitation peu rentable (Law-West 1984). Les importations, soit 47 626 t en 1981, satisfont aux besoins en chromite du Canada. La consommation de chromite au Canada était de 24 771 t en 1981. La plus grande partie de tout le chrome importé au Canada l'est sous forme de chromite et de ferrochrome. En 1981, 31 573 t de ferrochrome ont été importées alors que la consommation se chiffrait à 29 547 t (Law-West 1984).

6.2.17.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le principal minéral chromifère est la chromite ($FeCr_2O_2$). Dans les roches et dans le sol, le chrome est généralement présent sous forme d'oxyde de chrome insoluble (Taylor et coll. 1982).

L'altération des roches constitue la principale source naturelle de chrome dans l'environnement (McNeely et coll. 1980); environ 200 000 $t \cdot a^{-1}$ de chrome de cette origine pénètrent dans l'environnement à l'échelle globale (Bertine et Goldberg 1971). Il y a aussi plusieurs activités humaines qui libèrent du chrome dans l'environnement en quantités évaluées à l'échelle mondiale à environ 77 700 $t \cdot a^{-1}$. Les principales sources des émissions de chrome sont la production de ferrochrome (57,9 %) et le placage de métaux (25,7 %). Le reste des émissions, soit 16,4 %, proviennent d'autres procédés comme la combustion de charbon et de pétrole, la production de matériaux réfractaires, la fabrication de ciment et la production d'aciers au chrome (Taylor et coll. 1982).

Au Canada, les émissions de chrome provenant de la fabrication de ciment en 1975 ont été évaluées entre 3 et 63 t (Taylor et coll. 1982). La même année, on évaluait à 230 t la quantité de chrome libéré dans l'environnement par l'industrie du placage des métaux (Environnement Canada 1979).

6.2.17.3 Concentrations dans l'environnement

Les concentrations de chrome dans les eaux de surface au Canada sont en général faibles (Santé et Bien-être social Canada 1982). Des échantillons d'eau prélevés dans les Grands lacs renfermaient des concentrations de chrome comprises entre 0,2 et 19 $\mu g \cdot L^{-1}$, la concentration moyenne étant de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Durum et Haffty 1961; Weiler et Chawla 1969). Les concentrations de chrome dans les rivières du Canada variaient de 1,0 à 23 $\mu g \cdot L^{-1}$ (intervalle de 0,2-19 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Durum et Haffty 1961). Des concentrations variant de 0,24 à 1,31 $\mu g \cdot L^{-1}$ ont été relevées le long de la rivière des Outaouais (Merritt 1975).

D'après des données de la NAQUADAT (1985), des échantillons prélevés pendant la période 1980-1985 présentaient des concentrations allant de 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (la limite de détection) à 44 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la région du Centre. Dans la région de l'Atlantique, les concentrations de chrome total signalées variaient de 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (la limite de détection) à 24 $\mu g \cdot L^{-1}$. Aucun échantillonnage en vue de déterminer la teneur en chrome total n'a été effectué dans les régions de l'Ouest et du Pacifique pendant cette période (NAQUADAT 1985).

Il existe peu de données sur les teneurs en chrome de l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1982). Aux Etats-Unis, des concentrations de chrome dépassant 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau potable n'ont été décelées que dans 11 % des 969 réseaux d'approvisionnement soumis aux essais; la teneur moyenne en chrome de ces échantillons était de 2,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Craun et McCabe 1975).

6.2.17.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le degré d'oxydation du chrome peut varier de -2 à $+6$, mais les principales espèces présentes dans les systèmes aqueux sont le chrome trivalent (Cr(III); composés chromiques) et le chrome hexavalent (Cr(VI); chromates et dichromates) (U.S. EPA 1979; Santé et Bien-être social Canada 1982).

Le chrome trivalent est un ion chargé positivement qui a fortement tendance à donner des complexes stables avec les espèces inorganiques ou organiques chargées négativement (McNeely et coll. 1980). Lorsqu'aucune espèce anionique n'est présente, le Cr(III) donne des solutions colloïdales neutres des oxydes hydratés. Il est donc très peu probable que beaucoup de chrome passe en solution dans l'eau. L'intervalle de pH où le chrome(III) est le moins soluble est celui des eaux

naturelles (CNRC 1977; Taylor et coll. 1982). On croit que le principal mécanisme d'élimination du chrome des eaux naturelles est la précipitation de l'oxyde de chrome (U.S. EPA 1979). Une étude a montré que dans les eaux lacustres, le rapport Cr(III):Cr(VI) était modifié par la quantité de matières organiques et d'oxygène dissous; la proportion de Cr(III) est plus grande dans les lacs présentant une teneur en matières organiques plus élevée (Benes et Steinnes 1975).

Les espèces hexavalentes de chrome sont assez solubles; elles existent en solution sous forme d'anions complexes et ne sont pas sorbées de façon importante par le sol ou les matières particulaires. Elles sont donc plus mobiles que le Cr(III) et moins susceptibles de sédimenter. Le Cr(VI) réagit fortement avec les substances oxydables, d'habitude des molécules organiques, pour donner du Cr(III). Dans les eaux contenant très peu de matières organiques, le Cr(VI) est stable pendant de longues périodes. En conditions aérobies, le Cr(VI) est stable dans les eaux naturelles. Par contre, en conditions anaérobies, il est réduit en Cr(III) qui s'hydrolyse et sédimente sous forme d'oxyde de chrome à un pH neutre ou légèrement alcalin (Cheremisinoff et Habib 1972; Taylor et coll. 1982).

En présence de sulfure d'hydrogène, le Cr(VI) est réduit en chrome trivalent, puis il est probablement éliminé de l'eau par sorption (U.S. EPA 1979).

Rien ne laisse croire que la photolyse ou la volatilisation des composés du chrome jouent un rôle déterminant dans le devenir du chrome dans le milieu aquatique. Bien que certains supposent que le chrome puisse être méthylé en milieux réducteurs, rien ne semble indiquer que ce processus se produise dans les eaux naturelles (U.S. EPA 1979).

Le chrome est bioaccumulé par les organismes aquatiques (facteurs de bioconcentration (FBC) d'environ 10^2-10^3). Toutefois, les teneurs résiduelles dans le biote aquatique sont généralement inférieures à celles dans les sédiments (U.S. EPA 1979). Le chrome(VI) peut pénétrer beaucoup plus les membranes cellulaires que le Cr(III); c'est là une des raisons pour lesquelles le Cr(VI) est considéré comme une espèce plus toxique du métal (U.S. EPA 1973). Chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), la demi-vie pour l'élimination du Cr(VI) de l'ensemble de l'organisme variait de 1 à 7 j (Van der Putte 1981). Il ne semble pas que le chrome soit bioconcentré dans le réseau alimentaire aquatique (EIFAC 1983).

6.2.17.5 Bibliographie

Benes, P. et E. Steinnes. 1975. Migration forms of trace elements in natural fresh waters and the effect of water storage. Water Res. 9: 741-749.

Bertine, K.K. et E.D. Goldberg. 1971. Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. Science 173: 233-235.

Cheremisinoff, P.N. et Y.H. Habib. 1972. Cadmium, chromium, lead, mercury: a plenary account for water pollution. Water Sewage Works 119: 73-86.

CNRC. 1977. Les effets du chrome dans l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 15018. 162 pp.

Craun, G.F. et L.J. McCabe. 1975. Problems associated with metals in drinking water. J. Am. Water Works Assoc. 67: 593-599.

Durum, W.H. et J. Haffty. 1961. Occurrence of Minor Elements in Water. U.S. Geol. Surv. Circ. 445. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission). 1983. Water Quality Criteria for European Freshwater Fish. Report on Chromium and Freshwater Fish. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome. EIFAC Tech. Pap. No. 43. 31 pp.

Environnement Canada. 1979. Contrôle des eaux résiduaires et des boues dans l'industrie canadienne du traitement des surfaces métalliques. Direction générale de la lutte contre la pollution des eaux, Service de la protection de l'environnement, Ottawa. Rapport nº EPS 3-WP-76-10F.

Law-West, D.G. 1984. Chrome. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1982. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. Rapport nº 32.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Chrome. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 20-21.

Merritt, W.F. 1975. Variation in trace element concentrations along the length of the Ottawa River. Can. J. Earth Sci. 12: 850-857.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Chrome. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 287-297.

Taylor, M.C., S.W. Reeder, et A. Demayo. 1982. Chrome. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

U.S. EPA. 1973. Water Quality Criteria 1972. Committee on Water Quality Criteria, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-R3-73-033.

U.S. EPA. 1979. Chromium. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Organics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029a. pp. 10-1 à 10-10.

Van der Putte, I., J. Lubbers et Z. Kolar. 1981. Effect of pH on uptake, tissue distribution and retention of hexavalent chromium in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Aquat. Toxicol. 1: 3-18.

Weiler, R.R. et V.K. Chawla. 1969. Dissolved mineral quality of Great Lakes waters. *Dans* Proc. 12th Conf. on Great Lakes Research, May 5-7, Ann Arbor, Michigan. pp. 801-818.

6.2.18 Cobalt

6.2.18.1 Utilisations et production

Le cobalt est utilisé dans les superalliages dont il augmente la résistance mécanique, la résistance à l'usure et la résistance à la corrosion à température élevée (par exemple, dans les aubes des turboréacteurs et dans les turbines à gaz de gazoduc). Les superalliages à base de cobalt contiennent au moins 45 % de cobalt, tandis que ceux à base de nickel et de fer en renferment 8-20 %. Le cobalt est utilisé lorsqu'une grande résistance à l'abrasion est nécessaire; il sert aussi dans les revêtements pour outils et entre dans la fabrication d'aimants (Telewiak 1985).

Le cobalt en poudre sert de liant dans la préparation des carbures de tungstène cémentés pour les outils à haut rendement et à coupe rapide. L'oxyde de cobalt est un additif important des peintures, du verre et des céramiques. Le cobalt joue aussi un rôle important dans la fabrication de pneus et de certains appareils et dans l'industrie pétrolière (Telewiak 1985).

Le cobalt est un sous-produit de la production de nickel et de cuivre. Les plus grands producteurs au Canada sont l'Ontario et le Manitoba; en 1984, la production totale de ce métal était de 2325 t, alors qu'en 1983, elle était de 1584 t (Telewiak 1985).

Dans le monde occidental, la consommation de cobalt était de 14 800 t en 1983 et de 17 500 t en 1984, les Etats-Unis étant le consommateur le plus important. En 1983, la consommation de cobalt métallique et d'oxydes et de sels de cobalt au Canada était de 101 t. Au cours des neuf premiers mois de 1984, le Canada a exporté 1112 t de cobalt métallique et 302 t d'oxydes et d'hydroxydes de cobalt. Trente tonnes de ce métal (sous toutes ses formes) ont été importées (Telewiak 1985).

6.2.18.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le cobalt est présent dans un certain nombre de types de roches, dont le granite, le basalte, les schistes, les calcaires et les grès. Son abondance dans la croûte terrestre est d'environ 25 $mg \cdot kg^{-1}$ en moyenne. Les minéraux communs de cobalt contiennent du soufre, de l'arsenic et du cuivre: p. ex. linnéite, Co_3S_4, carrollite, $CuCo_2S_4$, safflorite, $CoAs_2$, skutterudite, $(Co,Fe)As_3$, et cobaltite, (Co,Fe)AsS. Les minerais de sulfure de nickel et de cuivre du district de Sudbury (Ontario) constituent l'un des gisements les plus connus de cobalt. Cet élément est aussi associé à l'arsenic et à l'antimoine dans des minerais de sulfure polymétalliques et de sulfure de plomb, de zinc et de cuivre. Les cours d'eau et les sédiments des régions où existent de riches minerais cobaltifères renferment des teneurs élevées en cobalt en comparaison des teneurs dans les eaux des autres régions (Smith et Carson 1981).

Les sources anthropiques qui rejettent du cobalt dans l'environnement comprennent: les eaux de drainage acides des mines de charbon et les émissions industrielles produites par la combustion du charbon; le rejet dans les dépotoirs de produits contenant du cobalt; l'addition de sulfate cobalteux aux engrais phosphatés ou la pulvérisation directe de ce produit pour le traitement des sols pauvres en cobalt; la présence de petites quantités de cobalt dans la poussière le long des routes et des rues; et la présence de concentrations élevées de cobalt dans les sols à proximité des fonderies. Dans le sud de l'Ontario, 10 usines d'épuration des eaux d'égout en déversent jusqu'à 60 $kg \cdot j^{-1}$ dans le lac Ontario. Les eaux d'égout brutes en renferment 2-40 $\mu g \cdot L^{-1}$; les effluents primaires et secondaires en contiennent 1-30 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Smith et Carson 1981).

6.2.18.3 Concentrations dans l'environnement

La quantité d'espèces ioniques de cobalt en solution dans les eaux de surface aérobies est en général très faible. Sauf dans des cas de pollution grave par les métaux lourds, la concentration de cobalt dans les sédiments des eaux douces est en général inférieure à 20 $mg \cdot L^{-1}$ (Smith et Carson 1981). En général, les concentrations de cobalt augmentent pendant la circulation en automne et pendant l'hiver, surtout dans les fractions organiques (Benoit 1957; Parker et Hasler 1969).

Les concentrations de cobalt dans les eaux de surface au Canada sont données au tableau 6-20.

Tableau 6-20. Concentrations de cobalt dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<1[1]	47	Avant 1980
Ouest	<1[2]-47	1754	1980-1985
Atlantique	<1[1]	95	1980-1985

[1] Limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (total).
[2] Limite de détection = 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (total récupérable).

Source: NAQUADAT 1985.

6.2.18.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le cobalt a six degrés d'oxydation possibles: −1, 0, +1, +2, +3 et +4; toutefois, seules les espèces cobalteuses (Co(II)) et colbatiques (Co(III)) sont communes en solution aqueuse (Cotton et Wilkinson 1980). Le cobalt monovalent possède un certain intérêt biochimique, car il constitue 4,35 % (en poids) de la vitamine B_{12} (Young 1979). L'ion cobalteux non complexé est stable en solution aqueuse. Par contre, l'ion cobaltique est un oxydant puissant, à moins qu'il ne fasse partie d'un réseau cristallin anhydre ou qu'il forme un complexe avec des ligands comme l'ammoniac, l'éthylènediamine, l'ion cyanure ou la diméthylglyoxime (Trisdan et coll. 1981).

Les principales espèces de cobalt dans les eaux douces naturelles sont le Co(II), le carbonate, l'hydroxyde, le sulfate, les formes adsorbées, les couches d'oxyde et les sédiments cristallins (Carson 1981). D'après des modèles inorganiques, les principales espèces de cobalt en solution dans les eaux douces normalement oxygénées à pH 8,0 sont l'ion libre (~45 %) et le carbonate (~45 %). Les espèces adsorbées comptent pour environ 8 % (Sibley et Morgan 1975). Le cobalt donne des complexes très stables avec les composés comme l'EDTA et l'ANT; la chélation du cobalt par ces ligands multidentés augmente fortement sa solubilité et sa mobilité dans les systèmes aqueux. On a montré avec des modèles inorganiques que le cobalt existe sous forme d'ion cobalteux hydraté et de complexe avec l'EDTA dans l'eau à pH 7 contenant de la silice. Des concentrations d'EDTA plus de 20 fois supérieures à la concentration de cobalt total influent sur le type d'espèces formées, de sorte que les espèces solubles complexées prédominent (Vuceta et Morgan 1978). Il semble parfois que la pollution organique augmente la solubilité du cobalt dans les eaux douces, en favorisant la formation de complexes avec les composés organiques provenant des égouts (Smith et Carson 1981).

Le cobalt peut être éliminé de l'eau par adsorption sur les matières particulaires en suspension et sur les matières sédimentaires. Dans de l'eau de rivière artificielle, à des concentrations variant de 50 à 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ et à pH 8, 95 % du cobalt était adsorbé sur des suspensions d'illite à 1000 $mg \cdot L^{-1}$. A pH 4, seulement 20 % de cet élément était adsorbé. Le fait d'augmenter la concentration d'ions calcium de 1,5 à 15 $mg \cdot L^{-1}$ à pH 4 réduisait l'adsorption à 10 % (O'Connor et Kester 1975). Au cours d'expériences de laboratoire, 90 % du cobalt était adsorbé sur de la montmorillonite et sur de l'illite

(Kharkar et coll. 1968). Des modélisations ont permis de prévoir que, pour une concentration de cobalt de 5,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans des eaux normalement oxygénées, moins de 2 % du cobalt total était adsorbé sur la silice, l'oxyde ferrique et l'oxyde de manganèse (Vuceta et Morgan 1978).

La distribution du cobalt dans les sédiments naturels est souvent reliée à celle des matières granulaires fines qui, d'habitude, sont principalement composées de minéraux argileux (Schrader et coll. 1977). Bien que 40 % du cobalt trouvé dans les sédiments du cours inférieur de la rivière Yamaska et de la rivière Saint-François au Québec soit lié aux oxydes de fer et de manganèse, plus de 50 % de cet élément se trouvait dans la fraction contenant des minéraux silicatés détritiques, les sulfures résistants et les petites quantités de substances organiques résistant au traitement au peroxyde en milieu acide (Tessier et coll. 1979). Dans les sédiments en suspension de la rivière Redstone dans la vallée du Mackenzie, le cobalt était lixivié plus rapidement et en plus grande quantité par du HCl 0,1 M (12-49 %) que par l'EDTA (2,1-17 %), ce qui indique que les espèces inorganiques semblent prédominer sur les substances organiques dans ces sédiments (Wagemann et coll. 1977). L'adsorption sur les minéraux argileux varie avec le pH; elle est faible à un pH acide mais elle approche de 100 % lorsque le pH augmente (pH ~ 7-10), de sorte que l'hydrolyse du cobalt devient importante (Carson 1981). Dans les eaux du Var (Monaco), pour une charge sédimentaire de 250 $mg \cdot kg^{-1}$ et une concentration de cobalt de 25 $\mu g \cdot L^{-1}$, la sorption passait d'environ 0 % à pH 4 à environ 35 % à pH 7,5. A pH 8, la sorption augmentait à 100 % (Murray et Murray 1973).

La présence de composés organiques dans l'eau peut provoquer la désorption et la solubilisation du cobalt contenu dans les fractions inorganiques des sédiments (Carson 1981). Par exemple, dans les eaux du Var, la concentration de cobalt soluble augmentait avec la teneur en matières organiques solubles. A pH 8,1, en l'absence d'eaux d'égout, 93 % du cobalt était adsorbé sur les sédiments. Lorsque la charge en eaux d'égout augmentait de 25 à 100 %, la quantité de cobalt sorbé diminuait de 87 à 64 % (Murray et Meinke 1974).

Certains organismes aquatiques peuvent facilement accumuler le cobalt jusqu'à des teneurs dépassant de plusieurs ordres de grandeur les teneurs dans l'eau. Le facteur de concentration par les algues d'eau douce peut varier de 400 à 2×10^6, mais on n'est pas certain si ce phénomène est vraiment dû à l'assimilation par les algues ou à l'adsorption sur celles-ci. Chez les plantes aquatiques submergées ou flottantes qui tirent leurs substances nutritives directement de l'eau, les facteurs de concentration peuvent être aussi élevés que ceux des algues. Les plantes d'eau douce à racines ont en général des facteurs de concentration inférieurs à 10. Les facteurs de concentration sont plus élevés chez les organismes benthiques et, en général, ils sont aussi plus élevés chez les organismes sessiles que chez les organismes de surface et les organismes qui nagent librement. Chez les mollusques d'eau douce, le facteur de concentration va de 100 à 14 000, alors que chez les oligochètes, il est de 30 environ. Les teneurs en cobalt des insectes et des larves d'insectes sont souvent très élevées, pouvant correspondre à des facteurs de concentration atteignant parfois 10^6. Chez d'autres invertébrés, par exemple les hirudinées et les crustacés, les facteurs de concentration varient de 1 à 11 000. Comme les facteurs de concentration diminuent généralement en fonction inverse de la position dans la chaîne trophique, la bioamplification n'est pas considérée importante (Cole et Carson 1981).

6.2.18.5 Bibliographie

Benoit, R.J. 1957. Preliminary observations on cobalt and vitamin B_{12} in freshwater. Limnol. Oceanogr. 2: 233-240.

Carson, B.L. 1981. Environmental transport. *Dans* Trace Metals in the Environment. Vol. 6. Cobalt. I.C. Smith and B.L. Carson (eds.). Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 531-662.

Cole, C.J. et B.L. Carson. 1981. Cobalt in the food chain. *Dans* Trace Metals in the Environment. Vol. 6. Cobalt. I.C. Smith and B.L. Carson (eds.). Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 777-924.

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. A Comprehensive Text. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Kharkar, D.P., K.K. Turekian et K.K. Bertine. 1968. Stream supply of dissolved silver, molybdenum, antimony, selenium, chromium, cobalt, rubidium and cesium to the oceans. Geochim. Cosmochim. Acta 32: 285-298.

Murray, C.N. et S. Meinke. 1974. Influence of soluble sewage material on adsorption and desorption behavior of cadmium, cobalt, silver and zinc in sediment-freshwater, sediment-seawater systems. Nippon Kaiyo Gakkai-Shi 30: 216-221.

Murray, C.N. et L. Murray. 1973. Adsorption-desorption equilibria of some radionuclides in sediment-freshwater and sediment-seawater systems. *Dans* Symp. on the Interaction of Radioactive Contaminants with the Constituents of the Marine Environment, July 10-14, 1972. Int. Atomic Energy Agency, Pap. No. IAEA SM-158 7. Seattle, Washington. p. 26.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

O'Connor, T.P. et D.R. Kester. 1975. Adsorption of copper and cobalt from fresh and marine systems. Geochim. Cosmochim. Acta 39: 1531-1543.

Parker, M. et A.D. Hasler. 1969. Studies on the distribution of cobalt in lakes. Limnol. Oceanogr. 14: 229-241.

Schrader, E.L., Jr., J.H. Rule et W.J. Furbish. 1977. Trace metal geochemistry of a fluvial system in eastern Tennessee affected by coal mining. Southeast. Geol. 18: 157-172.

Sibley, T.H. et J.J. Morgan. 1975. Equilibrium speciation of trace metals in freshwater: seawater mixtures. *Dans* Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment. Vol. 1. Institute of Environmental Studies, University of Toronto, Toronto, Ontario. pp. 319-338.

Smith, I.C. et B.L. Carson (eds.). 1981. Trace Metals in the Environment. Vol. 6. Cobalt. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan.

Telewiak, R.G. 1985. Cobalt. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 24.1-24.5.

Tessier, A., P.G.C. Campbell et M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem. 51: 844-851.

Trisdan, G.M., R.R. Wilkinson et B.L. Carson. 1981. Chemistry. *Dans* Trace Metals in the Environment. Vol. 6. Cobalt. I.C. Smith and B.L. Carson (eds.). Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 229-370.

Vuceta, J. et J.J. Morgan. 1978. Chemical modeling of trace metals in fresh waters: role of complexation and adsorption. Environ. Sci. Technol. 12: 1302-1309.

Wagemann, R., G.J. Brunskill et B.W. Graham. 1977. Composition and reactivity of some river sediments from the Mackenzie Valley, NWT, Canada. Environ. Geol. 1: 349-358.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders & Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.
Young, R.S. 1979. Cobalt in Biology and Biochemistry. Academic Press, London. 147 pp.

6.2.19 Cuivre

6.2.19.1 Utilisations et production

L'homme utilise le cuivre métallique et les composés du cuivre depuis la préhistoire. De tous les métaux, il semble que seul le fer soit plus utile (Demayo et Taylor 1983). Les applications modernes du cuivre comprennent le câblage et l'électrodéposition, la production d'alliages (p. ex. bronze et laiton), la photographie, la fabrication d'ustensiles et la préparation de pesticides et de peintures antisalissures; cet élément est aussi utilisé en art et dans l'industrie du textile, ainsi que dans le domaine de la construction, comme revêtements de toiture et comme tuyaux en laiton et en cuivre (Demayo et Taylor 1983; Windholtz et coll. 1983).

En 1981, la production des mines de cuivre canadiennes était de 691 400 t, ce qui constituait 8,3 % de la production mondiale. Le Canada se classe au quatrième rang parmi les pays producteurs, après les Etats-Unis (18,5 % de la production mondiale), l'U.R.S.S. (13,7 %) et le Chili (13,0 %). Au Canada, les mines de cuivre sont concentrées dans quatre provinces: la Colombie-Britannique (41,7 %), l'Ontario (32,7 %), le Québec (13,0 %) et le Manitoba (8,1 %). Le traitement du minerai de cuivre se fait en Ontario, au Québec et au Manitoba, et son affinage, en Ontario et au Québec. Le Canada exporte la plupart du cuivre produit sous forme de minerai, de concentré, de matte et de formes commerciales. En 1981, la production canadienne de cuivre affiné était de 476 600 t, soit environ 5,0 % de la production mondiale (Cranstone 1984).

6.2.19.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le cuivre est un élément commun des roches et des minéraux de la croûte terrestre. On le trouve parfois à l'état pur sous forme de cuivre natif mais il existe normalement sous forme de minerai contenant au plus 2 % de métal. Plus de 160 minéraux contenant du cuivre ont été décrits, les principaux étant des sulfures, des oxydes et des carbonates. La chalcopyrite ($CuFeS_2$) est, de loin, le minéral cuprifère le plus abondant constituant probablement environ 50 % des gisements mondiaux de cuivre. Ce métal existe aussi associé à d'autres métaux et métalloïdes, entre autres le fer, le nickel, le zinc, l'arsenic, l'antimoine, le bismuth, le molybdène, l'argent, l'or et le platine (Massey 1973).

Les sources naturelles de cuivre dans le milieu aquatique sont, entre autres, l'altération et la dissolution du cuivre natif et de minéraux de cuivre. Toutefois, les activités humaines peuvent libérer des quantités importantes de cuivre dans l'environnement (McNeely et coll. 1980). On estime que le cuivre d'origine anthropique représente de 33 à 60 % de l'apport annuel global de cuivre total dans le milieu aquatique (Demayo et Taylor 1983). Cette source comprend: la corrosion des tuyaux en laiton et en cuivre par les eaux acides; le rejet d'effluents des usines d'épuration; l'utilisation de composés du cuivre comme algicides aquatiques; la contamination des eaux de ruissellement et des eaux souterraines à la suite de l'épandage sur les sols agricoles de fongicides et de pesticides à base de cuivre; et le rejet d'effluents et le dépôt de retombées atmosphériques d'origine industrielle. Le cuivre d'origine industrielle provient principalement de l'exploitation des mines, des fonderies et des usines d'affinage, ainsi que de la fabrication de fils de cuivre, de la combustion du charbon, et de la production de fer et d'acier (U.S. EPA 1980; Demayo et Taylor 1983).

6.2.19.3 Concentrations dans l'environnement

Le cuivre se classe au 25e rang en ce qui concerne son abondance dans la croûte terrestre (Taylor 1964). La concentration moyenne de cuivre dans les roches ignées, c.-à-d. dans la croûte, 23,6-55 $mg \cdot kg^{-1}$ (Cox 1979), est supérieure à la concentration moyenne dans les roches sédimentaires (4-45 $mg \cdot kg^{-1}$) (Turekian et Wedepohl 1961; Bowen 1966; Krauskopf 1972). Le cuivre est plus commun dans la croûte terrestre que d'autres éléments bien connus comme le cobalt ou le plomb, mais il l'est moins que le zinc, le nickel et le chrome (Demayo et Taylor 1983).

Les concentrations naturelles de cuivre dans les eaux de surface sont habituellement bien inférieures à 20 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les concentrations plus élevées sont généralement d'origine anthropique (McNeely et coll. 1980; U.S. EPA 1980). Les teneurs en cuivre total en solution dans les eaux de surface au Canada dépassent rarement 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Spear et Pierce 1980); par contre, aux Etats-Unis, des concentrations allant de 1-10 $\mu g \cdot L^{-1}$ sont souvent signalées dans des eaux de surface non polluées (U.S. EPA 1980). Il se peut que les concentrations de cuivre en solution dans les zones de mélange de l'eau douce avec l'eau salée des estuaires soient supérieures à celles dans l'eau des rivières qui s'y jettent (DeGroot et Allersma 1975; Thomas et Grill 1977). Cela s'explique probablement par une désorption due à l'augmentation de la salinité (force ionique) (Sibley et Morgan 1975) et à la décomposition bactérienne des matières organiques (DeGroot et Allersma 1975).

Selon les 276 stations de la base de données NAQUADAT, la concentration moyenne de cuivre était de 65 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau de robinet au Canada. Quarante-quatre pour cent de ces stations signalaient des concentrations inférieures à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$, et 10 %, des concentrations supérieures à 180 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Dans les sédiments d'eaux douces au Canada, la concentration moyenne de cuivre variait de 12 à 57 $\mu g \cdot g^{-1}$, mais elle atteignait parfois une valeur de 4000 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Spear et Pierce 1980).

Les concentrations de cuivre dans les eaux de surface au Canada pour la période 1980-1983 sont données au tableau 6-21.

6.2.19.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le cuivre possède quatre degrés d'oxydation: 0, +1, +2 et +3; les deux degrés les plus fréquents sont +1 (cuivreux) et +2 (cuivrique). Le cuivre (Cu(I)), instable en solution aqueuse

Tableau 6-21. Concentrations de cuivre total dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	1-80	158	1981-1982
Ouest	1-71	368	1980-1983
Centre	1-68	1333	1981-1983
Atlantique	2-70	232	1980

[1] Limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

aérée, s'oxyde normalement en cuivre cuivrique (Cu(II)) (Garrels et Christ 1965; Massey 1973). Le comportement du cuivre en milieu aquatique est complexe; les tentatives de dosage de ses espèces chimiques dans des systèmes aqueux ont donné des résultats contradictoires, principalement à cause d'incertitudes sur des données thermodynamiques comme la solubilité et les constantes d'équilibre des réactions de formation de complexes et d'hydrolyse, et sur ses propriétés d'adsorption (Leckie et Davis 1979). Le cuivre peut exister en solution sous forme d'ions cuivriques ou de complexes avec des ligands organiques ou inorganiques. Cet élément peut aussi être associé aux sédiments en suspension ou aux sédiments du lit d'un cours d'eau, être présent sous forme de précipités d'hydroxyde, de phosphate et de sulfure, ou encore être sorbé sur des surfaces (Stiff 1971). La composition des diverses espèces de cuivre dépend du pH et de la présence dans l'eau de ligands inorganiques et organiques. En général, le cuivre est plus soluble dans les eaux acides et précipite sous forme de $Cu(OH)_2$ à des pH supérieurs à 6,5. Les sels de cuivre divalent sont normalement très solubles dans l'eau. En présence d'un excès d'ions cuivriques, les carbonates, les hydroxydes, les oxydes et les sulfures donnent, en milieu alcalin, une suspension colloïdale ou un précipité. Aux pH et aux concentrations de carbone inorganique caractéristiques des eaux douces naturelles, la plupart du cuivre soluble existe sous forme de complexes de carbonate cuivrique (Stiff 1971). Moins de 1 % du cuivre total existe sous forme d'ions libres dans les eaux naturelles (Alabaster et Lloyd 1982).

La sorption et la précipitation du cuivre jouent des rôles importants sur son devenir non biologique dans l'environnement aquatique. Cet élément a une forte affinité pour les oxydes de fer et de manganèse hydratés, les argiles, les minéraux carbonatés et les matières organiques. Dans un milieu réducteur acide, il est possible que le cuivre sorbé ou coprécipité soit remobilisé (Lee 1975; Huang et coll. 1977). En présence de matières organiques solubles, il se peut que la sorption du cuivre soit relativement inefficace, d'où une augmentation des espèces solubles dans l'eau (Jackson et Skippen 1978; U.S. EPA 1979).

Bien que certains complexes du cuivre soient photosensibles, rien ne semble indiquer que la photolyse joue un rôle important sur la dynamique du cuivre dans le milieu aquatique. On croit que sa volatilisation est négligeable (U.S. EPA 1979).

En tant qu'élément essentiel, le cuivre est facilement accumulé par les plantes et les animaux; des facteurs de bioconcentration allant de 100 à 26 000 ont été notés pour diverses espèces de phytoplancton, de zooplancton, de macrophytes, de macroinvertébrés et de poissons (Spear et Pierce 1980). Toutefois, les concentrations dans l'ensemble de l'organisme ont tendance à diminuer à mesure qu'on s'élève dans la chaîne trophique, probablement par suite d'accumulation dans un organe spécifique et de régulation métabolique chez la plupart des organismes consommateurs. Il n'y a donc pas bioamplification importante du cuivre (Hutchinson et coll. 1976).

6.2.19.5 Bibliographie

Alabaster, J.S. et R. Lloyd. 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 2nd edition. Butterworth Scientific, London. 361 pp.

Bowen, H.J.M. 1966. Trace Elements in Biochemistry. Academic Press, New York. (Mentionnée dans Demayo et Taylor 1983.)

Cox, D.P. 1979. The distribution of copper in common rocks and ore deposits. *Dans* Copper in the Environment. Part 1: Ecological Cycling. J.O. Nriagu (ed.). John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. pp. 19-42.

Cranstone, D. 1984. Cuivre. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1982. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. Rapport nº 32.

DeGroot, A.J. et E. Allersma. 1975. Field observations on the transport of heavy metals in sediments. *Dans* Heavy Metals in the Aquatic Environment. P.A. Krenkel (ed.). Pergamon Press, Toronto, Ontario. pp. 85-96.

Demayo, A. et M.C. Taylor. 1983. Cuivre. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada. Ottawa.

Garrels, R.M. et C.L. Christ. 1965. Solutions, Minerals and Equilibria. Harper & Row, New York. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

Huang, C.P., H.A. Elliot et R.M. Ashmead. 1977. Interfacial reactions and the fate of heavy metals in soil-water systems. J. Water Pollut. Control Fed. 49: 745-756.

Hutchinson, T.C., A. Fedorenko, J. Fitchko, A. Kuja, J. VanLoon et J. Lichwa. 1976. Movement and compartmentation of nickel and copper in an aquatic ecosystem. *Dans* Proc. Int. Symp. on Environmental Biogeochemistry. J.O. Nriagu (ed.). Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Michigan. pp. 565-585.

Jackson, K.S. et G.B. Skippen. 1978. Geochemical dispersion of heavy metals via organic complexing: a laboratory study of copper, lead, zinc and nickel behaviour at a simulated sediment-water boundary. J. Geochem. Explor. 10: 117-138.

Krauskopf, K.B. 1972. Geochemistry of micronutrients. *Dans* Micronutrients in Agriculture. J.J. Mortvedt, P.M. Giordano and W.L. Lindsay (eds.). Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin. pp. 7-40. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Leckie, J.O. et J.A. Davis. 1979. Aqueous environmental chemistry of copper. *Dans* Copper in the Environment. Part 1: Ecological Cycling. J.O. Nriagu (ed.). John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. pp. 89-121.

Lee, G.F. 1975. Transport of heavy metals in the environment. *Dans* Heavy Metals in the Aquatic Environment. P.A. Krenkel (ed.). Pergamon Press, Oxford. pp. 137-147.

Massey, A.G. 1973. Copper. *Dans* Comprehensive Inorganic Chemistry. Vol. 3. J.C. Bailar, Jr., H.J. Emeléus, Sir R. Nyholm and A.F. Trotman-Dickenson (eds.). Pergamon Press, Toronto, Ontario. pp. 1-78.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Cuivre. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 25-26.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Cuivre. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 299-306.

Sibley, T.H. et J.J. Morgan. 1975. Equilibrium speciation of trace metals in freshwater:saltwater mixtures. *Dans* Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment. Vol. I. October 27-31, Toronto, Ontario. pp. 319-338.

Spear, P.A. et R.C. Pierce. 1980. Le cuivre dans l'environnement aquatique: chimie, répartition et toxicologie. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16455. 249 pp.

Stiff, M.J. 1971. The chemical states of copper in polluted fresh water and a scheme of analysis to differentiate them. Water Res. 5: 585-599.

Taylor, S.R. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. Geochim. Cosmochim. Acta 28: 1273-1285. (Mentionnée dans Demayo et Taylor 1983.)

Thomas, D.J. et E.V. Grill. 1977. The effect of exchange reactions between Fraser River sediment and seawater on dissolved copper and zinc concentrations in the Strait of Georgia. Estuarine Coastal Mar. Sci. 5: 421-427.

Turekian, K.K. et K.H. Wedepohl. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Geol. Soc. Am. Bull. 72: 175-192. (Mentionnée dans Demayo et Taylor 1983.)

U.S. EPA. 1979. Copper. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 11-1 à 11-19.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Copper. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-036.

Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. 10th edition. Merck & Co., Inc., Rahway, New Jersey.

6.2.20 Cyanures

6.2.20.1 Utilisations et production

Au Canada, les principaux utilisateurs de nitriles (composés organiques renfermant le radical cyanure) sont les industries productrices d'acrylonitrile, d'adiponitrile et de méthacrylate de méthyle. Le cyanure de sodium est utilisé pour l'extraction de l'or et de l'argent des minerais de faible teneur, la production d'acier et l'électroplacage; il sert aussi d'intermédiaire en synthèses chimiques. Certains composés contenant du cyanure peuvent aussi être utilisés comme pesticides (Santé et Bien-être social Canada 1982; Leduc et coll. 1983).

Il est difficile de se procurer des données relatives à la quantité de cyanure produit au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1982). En 1974, 258,6 t de cyanure étaient utilisées au Canada, dont 75 % en Ontario et 20 % au Québec (Environnement Canada 1978). Aux Etats-Unis, la production de cyanure en 1978 dépassait 315 000 t. Le tableau 6-22 donne les quantités de cyanure importées en 1981 et en 1982.

Tableau 6-22. Importations de cyanures au Canada

Composé	Quantité (t) 1981	1982
Cyanure de calcium (fumigants)	1	—
Cyanure de sodium	5520	7078
Cyanure de cuivre	127	50
Cyanure de potassium	130	68
Cyanure de zinc	47	16
Ferricyanure de potassium	51	20
Cyanures métalliques (non spécifiés, inorganiques)	11	3
Cyanures métalliques (complexes, inorganiques)	425	391

Source: Statistique Canada 1983.

6.2.20.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Au Canada, des cyanures sont libérés dans le milieu aquatique avec les effluents d'extraction et de traitement du minerai d'or (Conn 1981; Leduc et coll. 1983). Les concentrations de cyanure total dans l'effluent final de six usines canadiennes de traitement de l'or étaient de 0,3-26,5 $mg \cdot L^{-1}$. Les cyanures pénètrent aussi dans le milieu aquatique avec certains effluents industriels, par exemple ceux des usines à gaz, des fours à coke, des laveurs de gaz des aciéries et de certains procédés industriels comme le nettoyage des métaux et l'électroplacage (McNeely et coll. 1980). Les concentrations variaient de 30 à 60 $mg \cdot L^{-1}$ dans les effluents des aciéries et de 2 à 4 $mg \cdot L^{-1}$ dans ceux des raffineries de pétrole; elles étaient en moyenne de 3 $mg \cdot L^{-1}$ dans les effluents des usines d'électroplacage. De plus, de petites quantités de cyanures peuvent être déversées dans l'environnement à la suite de l'incinération de certaines matières synthétiques et naturelles, avec les rejets des laboratoires de chimie, de biologie et de biologie médicale, ou à la suite de l'épandage sur le sol et sur l'eau de substances contenant des cyanures (Leduc et coll. 1983).

Des cyanures peuvent aussi être libérés dans le milieu aquatique par décomposition de plantes synthétisant des cyanoglycosides et par des microorganismes dont le métabolisme produit des cyanures libres. La moisissure nivéale (un basidiomycète non identifié), *Anacystis nidulans* (une algue bleu-vert) et *Cromobacterium violaceum* (une bactérie) produisent du HCN lorsque cultivées en laboratoire. Certains aliments d'origine végétale ont de fortes teneurs en cyanures: p. ex. l'amande amère, la fève de lima et le manioc (Santé et Bien-être social Canada 1982; Leduc et coll. 1983).

6.2.20.3 Concentrations dans l'environnement

Dans les eaux de surface, on trouve en général de petites quantités de cyanures d'origine tant naturelle qu'anthropique (Leduc et coll. 1983). Les concentrations de cyanures, exprimées en cyanure total, ont été mesurées dans les eaux de surface dans des régions rurales et sauvages du Canada; des concentrations atteignant 30-60 $\mu g \cdot L^{-1}$ ont été signalées (Leduc et coll. 1983). Un relevé effectué entre 1974 et 1977 dans 11 rivières de l'ouest et du centre du Canada a montré que les concentrations de cyanures variaient considérablement avec la taille du cours d'eau. Dans les petites rivières et dans celles de taille moyenne, les concentrations maximales étaient plus fréquentes en automne et en hiver, moments où le ruissellement est minimum; dans les grandes rivières, les concentrations maximales de cyanures apparaissaient pen-

dant et après la période de ruissellement de mai-juin (Leduc et coll. 1983).

Des échantillons d'eaux brutes et traitées de la rivière des Outaouais présentaient des concentrations de cyanures inférieures à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$. Au Manitoba, 116 des 124 stations d'échantillonnage signalaient des concentrations inférieures à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau traitée, avec une valeur médiane de 30 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982). En Colombie-Britannique, de 1965 à 1976, les concentrations de cyanure total (90e centile) dans les cours d'eau (1849 mesures), les lacs (361 mesures) et les eaux marines (22 mesures) étaient de 10, 40 et <10 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement. Pendant cette période, la concentration minimum décelable de cyanures était de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Clark 1978).

Les concentrations de cyanures dans les eaux de surface du Canada sont données au tableau 6-23.

Tableau 6-23. Concentrations de cyanures dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	ND[2,3]-9,7	147	1980-1983
Ouest	<2-2,1	33	Avant 1980
Centre	<2-370	134	1980-1983

[1] Limite de détection = 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (total).
[2] Limite de détection = 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$.
[3] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

6.2.20.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les cyanures comprennent diverses classes de composés organiques et inorganiques caractérisés par le groupement $-C \equiv N$. L'espèce de cyanure présente dans l'eau dépend surtout du pH mais aussi, à un degré moindre, de la température, de l'oxygène dissous, de la salinité et de la présence d'autres ions et agents complexants et du rayonnement solaire (U.S. EPA 1979; Leduc et coll. 1983).

Selon leurs propriétés physiques et chimiques, les composés du cyanure peuvent être qualifiés de libres, simples, complexes ou organiques (Kelada et coll. 1976). Par ion (cyanure ionique), on entend uniquement l'anion libre (CN^-), à l'exception de toute autre espèce de cyanure (Doudoroff 1976). Par HCN moléculaire (acide cyanhydrique, cyanure d'hydrogène), on entend le cyanure sous forme de molécule neutre, non dissociée. Le cyanure libre est la somme du HCN moléculaire et du cyanure ionique en solution aqueuse, sans tenir compte de leur origine. Les cyanures simples sont des composés qui se dissocient directement dans l'eau pour donner un cation et l'ion cyanure sans intermédiaires solubles. Les cyanures complexes peuvent se dissocier dans l'eau et donner un cation et un anion composé d'au moins deux espèces chimiques différentes dont l'une est le cyanure. Ce genre d'anion est dit ion complexe; il peut se dissocier de nouveau et libérer des ions cyanure libres (Ecological Analysts 1979).

Les composés organiques contenant le groupement $-C \equiv N$ s'appellent nitrile ou cyanure selon la nomenclature utilisée (IUPAC 1979). Les cyanates sont des composés comportant le groupement $-OCN$; en solution aqueuse, ils s'hydrolysent en ammoniac et en bicarbonate (Towill et coll. 1978). Les cyanates sont assez stables à pH 7 en milieu aérobie dans l'eau à 20 °C (jusqu'à 10 j); l'abaissement du pH, cependant, peut accélérer leur décomposition. Les thiocyanates, des composés contenant le groupement $-SCN$, sont plus stables que les cyanates; ils forment des complexes avec de nombreux éléments (Cotton et Wilkinson 1980). Les thiocyanates des métaux alcalins et des terres alcalines sont généralement très solubles dans l'eau, où ils semblent stables (Kelada et coll. 1976).

Dans la documentation, le terme "cyanure total" a servi à représenter divers concepts (Doudoroff 1976). Du point de vue opérationnel, le cyanure total comprend tous les cyanures et certains cyanates dosables selon une certaine méthode analytique (Leduc et coll. 1983). Le cyanure total représente aussi la somme des groupements CN de toutes les différentes espèces de cyanures existant en solution aqueuse. Les termes "cyanure total", "cyanure oxydable", "cyanure susceptible de chloration", et "cyanure susceptible d'ozonation" indiquent la méthode de dosage utilisée (IUPAC 1979).

En ce qui concerne le cyanure libre dans les systèmes aqueux, un équilibre rapide s'établit entre le cyanure moléculaire et l'ion cyanure. Cet équilibre est surtout fonction du pH et, à un degré moindre, de la température. Par exemple, à 10 °C et à pH 6,0, plus de 99 % du cyanure présent existe sous forme de HCN. A la même température et à pH 8,5, la proportion de HCN diminue à 92 %. A pH 8,5 et à 4°C, la proportion de HCN est de 94 %. Par conséquent, dans des conditions environnementales caractéristiques, la plupart du cyanure libre existe sous forme de HCN (Sharpe 1976).

Les cyanures simples (p. ex. les cyanures de métaux alcalins) se dissocient rapidement dans l'eau et libèrent l'ion cyanure qui s'équilibre avec le HCN. On a observé que 28 éléments correspondant à plus de 68 degrés d'oxydation pouvaient donner des cyanures complexes (Broderius 1973). Une multitude de métallocyanures complexes sont donc possibles dans les systèmes aqueux, chacun ayant des propriétés physiques et chimiques uniques. On possède peu de renseignements sur les espèces chimiques prédominantes des cyanures complexes présents dans le milieu aquatique canadien (Leduc et coll. 1983).

Certains métallocyanures complexes peuvent se dissocier dans l'eau en donnant des ions cyanure complexes qui peuvent ensuite se dissocier et libérer l'ion cyanure libre. En général, bon nombre d'ions complexes sont plus stables que les composés d'origine; les quantités dissociées en ions cyanure peuvent donc être relativement faibles. Selon l'espèce chimique, certains ions cyanure complexes peuvent se dissocier rapidement. Le degré de dissociation en ions cyanure dépend en général du pH et de l'intensité lumineuse. Les ions complexes fer-cyanure peuvent se dissocier en ions cyanure en présence de lumière solaire à un pH inférieur à 8 environ (Leduc et coll. 1983).

La plupart des renseignements sur le devenir des cyanures dans le milieu aquatique ont été tirés d'études sur le traitement de déchets industriels complexes contenant des cyanures à des concentrations de l'ordre du milligramme par litre associés habituellement à d'autres substances. On a trouvé que des

traitements comme l'oxydation chimique, l'irradiation, la biodégradation, la volatilisation, la photolyse, la dissociation et la précipitation abaissent les concentrations présentes dans les eaux usées (Leduc et coll. 1983). Toutefois, il est difficile, et souvent trompeur, d'extrapoler ces renseignements aux conditions naturelles. Le nombre limité de données obtenues en conditions naturelles ne permet pas de supposer que le temps de séjour des cyanures dans le milieu aquatique est court (Leduc et coll. 1983).

Le cyanure d'hydrogène est volatil, sa pression de vapeur étant de 53,1 kPa à 10,2 °C (Schneider et Freund 1962). La volatisation serait, prévoit-on, un processus important d'élimination du cyanure libre des solutions concentrées; par contre, les renseignements sur sa volatilisation à partir de solutions diluées sont insuffisants (Leduc et coll. 1983). L'oxydation chimique est une technique d'épuration communément utilisée (Kunz et coll. 1978); il n'existe pas de données fiables sur l'oxydation chimique du cyanure libre en solution diluée. L'ion cyanure n'est ni adsorbé, ni retenu fortement par les sols (Broderius et Smith 1980). On a identifié de nombreux microorganismes capables de dégrader le cyanure libre (Towill et coll. 1978); il est donc possible d'éliminer les cyanures des eaux usées par un traitement biologique (Kunz et coll. 1978).

Il existe peu de renseignements sur le devenir des cyanures complexes dans les eaux naturelles. Le rôle de la précipitation et de la sorption dans l'élimination des cyanures complexes de l'eau n'a pas été suffisamment examiné. De nombreux ions métallocyanure complexes sont stables en solution aqueuse en l'absence de lumière ultraviolette et visible; par contre, certains complexes peuvent être photodécomposés en présence de lumière solaire, puis libérer des ions cyanure (Broderius et Smith 1980).

6.2.20.5 Bibliographie

Broderius, S.J. 1973. Determination of Molecular Hydrocyanic Acid in Water and Studies on the Chemistry and Toxicity to Fish of Metal-Cyanide Complexes. Ph.D. Thesis, Oregon State University, Corvallis, Oregon. 287 pp.

Broderius, S.J. et L.L. Smith, Jr. 1980. Direct Photolysis of Hexacyanoferrate Complexes. Proposed Applications to the Aquatic Environment. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-600/3-80-003. 50 pp.

Clark, M.J.R. 1978. A Statistical Overview of Water Quality Analysis for British Columbia: 1965-1976. Rep. No. 78-4. Pollution Control Branch, British Columbia Ministry of the Environment, Victoria, B.C.

Conn, K. 1981. Cyanide analysis in mine effluents. Presented at Canadian Mineral Processors 13th Annual Meeting, January 20-22, 1981, Ottawa. (Mentionnée dans Leduc et coll. 1983.)

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Doudoroff, P. 1976. Toxicity to Fish of Cyanides and Related Compounds. A Review. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-600/3-76-038. 154 pp.

Ecological Analysts. 1979. Cyanide. A Review and Analysis of the Literature on Chemistry, Fate, Toxicity and Detection in Surface Waters. Ecological Analysts, Towson, Maryland. 83 pp.

Environnement Canada. 1978. Rapport sur l'industrie canadienne de traitement des surfaces métalliques. EPS 3-WP-75-2F.

IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry). 1979. Nomenclature of Organic Chemistry. Sections A, B, C, E, F and H. Pergamon Press, Oxford. pp. 269-271.

Kelada, N.P., D.T. Lordi et C. Hue-Hing. 1976. Cyanide species methodology in water, wastewater and sediments. *Dans* Advances in Automated Analysis. Technicon Int. Congr. Vol. 2. pp. 73-82.

Kunz, R.G., J.P. Casey et J.E. Huff. 1978. Refinery cyanides – a regulatory dilemma. Hydrocarbon Process. 57: 98-106.

Leduc, G., R.C. Pierce et I.R. McCracken. 1983. Effets des cyanures sur les organismes aquatiques, notamment sur les poissons d'eau douce. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 19247. 144 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Cyanure. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 26.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Cyanures. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 307-311.

Schneider, C.R. et H. Freund. 1962. Determination of low level hydrocyanic acid in solution using gas-liquid chromatography. Anal. Chem. 34: 69-74.

Sharpe, A.G. 1976. The Chemistry of Cyano Complexes of the Transition Metals. Academic Press, New York. 302 pp.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Towill, L.E., J.S. Drury, B.C. Whitfield, E.B. Lewis, E.L. Galyan et A.S. Hammons. 1978. Reviews of Environmental Effects of Pollutants. V. Cyanide. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. ORNL/EIS-81. (EPA-600/1-78-027.) 190 pp.

U.S. EPA. 1979. Cyanide. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 12-1 à 12-12.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Cyanides. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-037.

6.2.21 Dureté

6.2.21.1 Introduction

Le terme "dureté" est fréquemment utilisé dans l'évaluation de la qualité de l'eau. La dureté varie considérablement en fonction des conditions locales de l'environnement et d'influences anthropiques. Les principaux problèmes engendrés par les eaux dures sont l'incrustation et une consommation excessive de savon. Lorsque chauffées, les eaux dures ont tendance à former du tartre; par ailleurs, les eaux douces peuvent entraîner la corrosion des tuyaux (Santé et Bien-être social Canada 1982).

La dureté est un facteur important de la qualité de l'eau en ce sens qu'elle peut influencer d'une manière importante les espèces et, par conséquent, la toxicité d'un grand nombre de métaux lourds (Stumm et Morgan 1970; Alabaster et Lloyd 1982).

6.2.21.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les principales causes naturelles de la dureté sont le lessivage des formations calcaires ainsi que le suintement et l'écoulement de l'eau des sols. D'une manière caractéristique, l'eau dans les régions où l'on trouve des roches carbonatées est dure tandis que l'eau de drainage des roches ignées est

douce. Les eaux souterraines riches en CO_2 dissolvent les silicates d'aluminium, le $CaCO_3$, le $CaMg(CO_3)_2$ et d'autres minéraux présents dans les roches sédimentaires (Stumm et Morgan 1970). Parmi les causes industrielles, et celles reliées à l'industrie, de la dureté de l'eau, mentionnons l'industrie des produits chimiques inorganiques et les déblais des mines en exploitation et abandonnées (Santé et Bien-être Social Canada 1982). Des eaux usées industrielles échantillonnées à une station de la base de données NAQUADAT en Colombie-Britannique présentaient un intervalle de duretés maximum de 226-454 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$ établie d'après 5 échantillons prélevés pendant la période de 1980 à 1981 (NAQUADAT 1985).

6.2.21.3 Concentrations dans l'environnement

Le degré de dureté est exprimé numériquement au moyen d'un certain nombre d'échelles différentes utilisées dans divers pays (Wetzel 1975). L'une de ces échelles est présentée au tableau 6-24.

La dureté de l'eau des Grands lacs d'amont varie de 40 à 80 $mg \cdot L^{-1}$ (CMI 1976). La dureté de l'eau des lacs et cours d'eau de l'Ontario varie de 2 à 1803 $mg \cdot L^{-1}$, mais dans la plupart d'entre eux, elle se situe entre 40 et 200 $mg \cdot L^{-1}$ (Ontario Ministry of the Environment 1974). Au Nouveau-Brunswick, on mesure des degrés de dureté variant de 5 à 300 $mg \cdot L^{-1}$ de $CaCO_3$. Les intervalles de dureté des eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-25.

Dans la moitié de toutes les municipalités canadiennes, les approvisionnements en eau présentaient des degrés de dureté inférieurs à 80 $mg \cdot L^{-1}$ et, dans 20 % des cas, les degrés de dureté étaient supérieurs à 180 $mg \cdot L^{-1}$ (Neri et coll. 1972). Lors d'un relevé récent effectué dans 525 municipalités d'un bout à l'autre du Canada, seules 17 villes présentaient des degrés de dureté de l'eau potable supérieurs à 500 $mg \cdot L^{-1}$; ces villes étaient situées en Ontario et en Saskatchewan (Santé et Bien-être social Canada 1982).

6.2.21.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

La dureté de l'eau est une mesure du nombre de cations, principalement de cations bivalents, dissous dans l'eau. Elle est attribuable à la présence de cations métalliques, comme les ions calcium, magnésium, strontium, baryum et manganèse, ferreux et aluminium, en solution. Ces cations sont associés à un certain nombre d'anions en solution, principalement les anions carbonate, bicarbonate, sulfate, chlorure et silicate (Marier et coll. 1980). On considère que le calcium et le magnésium sont les principaux ions responsables de la dureté des eaux naturelles (Stumm et Morgan 1970; Loewenthal et Marais 1976). Historiquement, la dureté de l'eau a été associée à la difficulté de faire mousser le savon: plus l'eau est dure, plus il est difficile de faire mousser le savon.

La dureté totale de l'eau des lacs et cours d'eau est normalement exprimée en équivalent de carbonate de calcium. Dans les approvisionnements municipaux en eau, on désigne par dureté carbonatée ou temporaire la partie de la dureté totale chimiquement associée à la présence d'anions carbonate et bicarbonate dans l'eau, puisqu'elle peut être éliminée par ébullition. La dureté en excès de la dureté carbonatée est dite dureté non carbonatée ou permanente puisqu'elle ne peut être éliminée par ébullition. La dureté non carbonatée est attribuable à l'association de cations causant la dureté avec des anions comme les sulfates, les chlorures et les nitrates (Stumm et Morgan 1970; Loewenthal et Marais 1976).

Tableau 6-24. Dureté des eaux douces

Dureté, concentration en carbonate de calcium ($mg \cdot L^{-1}$)	Degré de dureté
0-30	Très douce
31-60	Douce
61-120	Modérément douce (dure)
121-180	Dure
180 et plus	Très dure

Source: Thomas 1953.

Tableau 6-25. Intervalles de duretés dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration de $CaCO_3$[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	12,6-236,0	1549	1980-1985
Centre	2,1-280,2	2079	1980-1985
Atlantique	3,0-28,2	78	1980-1985

[1] Limite de détection = 1 $mg \cdot L^{-1}$ $CaCO_3$.

Source: NAQUADAT 1985.

6.2.21.5 Bibliographie

Alabaster, J.S. et R. Lloyd. 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 2nd edition. Butterworth Scientific, London, U.K. 361 pp.

CMI. 1976. The Waters of Lake Huron and Lake Superior. Vol. 1. Summary and Recommendations. Rapport présenté au Upper Lakes Reference Group de la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Loewenthal, R.E. et G.V.R. Marais. 1976. Carbonate Chemistry of Aquatic Systems: Theory and Application. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 433 pp.

Marier, J.R., L.C. Neri et T.W. Anderson. 1980. Dureté de l'eau, santé et importance du magnésium. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 17582. 123 pp.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Neri, L.C., D. Hewitt et J.S. Mandel. 1972. Relation between mortality and water hardness in Canada. Lancet 1: 931. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Ontario Ministry of the Environment. 1974. Guidelines and Criteria for Water Quality Management in Ontario. Water Resources Branch, Toronto, Ontario.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Dureté. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 13-21.

Stumm, W. et J.J. Morgan. 1970. Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. Wiley-Interscience Publ., John Wiley & Sons, New York. 780 pp.

Thomas, J.F.J. 1953. Industrial Water Resources of Canada. Scope, Procedures and Interpretation of Survey Studies. Ministère des Mines et des relevés techniques, Ottawa. Water Survey Rep. No. 1.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.22 Etain (inorganique)

6.2.22.1 Utilisations et production

L'étain inorganique est utilisé pour ses propriétés anticorrosives et pour d'autres réactions chimiques avec divers métaux (McNeely et coll. 1980). Les feuilles d'étain sont utilisées dans les condensateurs électriques, comme revêtements des capsules de bouteille et comme emballage pour aliments. Les fils d'étain sont employés dans les coupe-circuit fusibles et les bouchons fusibles et pour la fabrication de verre laminé. L'étamage de l'acier représente l'utilisation la plus importante de l'étain. Les boîtes de conserve en métal sont les principaux produits de l'étain utilisés dans l'emballage des aliments (Ontario Ministry of the Environment 1981). Les alliages d'étain peuvent être employés dans les aimants supra-conducteurs (Ontario Ministry of the Environment 1981) ou dans l'étain de poterie (potain) (McNeely et coll. 1980). L'étain entre également dans la préparation de nombreux produits organiques, notamment des biocides (voir la section 6.3.14) (McNeely et coll. 1980).

Au Canada, la production d'étain est limitée à la récupération comme sous-produit mineur par la Cominco Ltd., à Kimberley (Colombie-Britannique). En 1984, cette usine a produit 217 t d'étain. La Rio Algom Ltd. prévoit produire environ 4500 t d'étain annuellement à Yarmouth (Nouvelle-Ecosse) (Energie, Mines et Ressources Canada 1985). La consommation canadienne d'étain a été estimée à un peu moins de 4500 t annuellement. En 1984, le Canada a importé 5409 t d'étain et de produits d'étain (Bourassa 1985).

6.2.22.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La concentration d'étain a été évaluée à 2,0 $mg \cdot kg^{-1}$ dans la croûte terrestre (Weast 1983) et à 0,8 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau de mer (McNeely et coll. 1980). L'étain est libéré par l'altération des roches ignées qui contiennent de la cassitérite (SnO_2). Les principales sources anthropiques d'étain inorganique dans l'environnement sont les rejets industriels provenant des mines, des raffineries, des usines de traitement et de conditionnement des aliments, de la fabrication d'acier et de la construction. Les eaux usées d'origine urbaine peuvent également constituer une source d'étain en rejetant dans l'environnement aquatique des produits ménagers contenant de l'étain (Ontario Ministry of the Environment 1981).

6.2.22.3 Concentrations dans l'environnement

On trouve de très faibles concentrations d'étain dans l'eau douce. Ces concentrations varient de 1 à 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (NAS 1977).

Les concentrations d'étain inorganique variaient de 4 à 90 $ng \cdot L^{-1}$ (moyenne de 9 $ng \cdot L^{-1}$) dans l'eau douce (Bowen 1979). Les eaux du lac Michigan renfermaient 0,084-0,490 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'étain inorganique (Hodge et coll. 1979), tandis que les lacs et les rivières de l'Ontario présentaient des concentrations allant de non décelable à 50 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Maguire et coll. 1982). Les concentrations d'étain inorganique dans des microcouches d'eaux canadiennes variaient de non décelable à 633 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Maguire et coll. 1982). A titre de comparaison, les sédiments d'eau douce en renfermaient 0,08-5,13 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) (Maguire 1984).

Des échantillons d'air prélevés dans certaines villes industrielles des Etats-Unis contenaient 0,003-0,3 $\mu g \cdot m^{-3}$ d'étain. Dans des régions industrielles de l'Europe, les poussières en contiendraient de 10-10 000 $mg \cdot kg^{-1}$ (NAS 1977). On ne possède aucune donnée sur l'intervalle de concentrations pour l'étain inorganique dans l'air au Canada.

6.2.22.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'étain possède les degrés d'oxydation -4, 0, $+2$ et $+4$. Dans l'environnement aquatique, on le trouve généralement au degré d'oxydation $+4$ (Sn(IV)). On trouve parfois une certaine quantité d'étain divalent dans les sédiments anaérobies et dans les eaux de faible potentiel redox (Brinckman et coll. 1983). Le degré d'oxydation $+4$ est plus stable du point de vue thermodynamique que le degré $+2$ (Cotton et Wilkinson 1980); on a signalé que la demi-vie correspondant à l'oxydation du Sn(II) en Sn(IV) dans de l'eau oxygénée à 23 °C était de deux jours (Fanchiang et coll. 1978).

Les composés du Sn(II), comme le chlorure stanneux, sont hydrosolubles, mais les solutions aqueuses deviennent troubles lorsqu'on les dilue, car il y a alors oxydation et précipitation. Le Sn(IV) forme un grand nombre de composés inorganiques et organométalliques (voir la section 6.3.14). Parmi les espèces de Sn(IV) les plus probables dans les eaux naturelles, on compte l'hydroxyde, $Sn(OH)_4$, et les hydroxydes, $SnO(OH)_2$ et $SnO(OH)_3^-$. Dans des eaux dont le pH est d'au moins 8 et en présence d'oxygène dissous, le $SnO(OH)_3^-$ serait l'espèce prédominante (Stumm et Brauner 1975). L'espèce $SnO(OH)_2$ sera prédominante à un pH inférieur à 7 (Macchi et Pettine 1980).

Il existe peu de données fiables sur le devenir de l'étain inorganique dans l'environnement aquatique. En général, les concentrations d'étain augmentent dans l'ordre suivant: eau < microcouches superficielles < sédiments (Bowen 1979; Maguire et coll. 1982; Maguire 1984). Relativement peu d'études sont disponibles sur la bioaccumulation de l'étain. On a trouvé cet élément dans des organismes marins (0,2-20 $mg \cdot kg^{-1}$) (Bowen 1966). Des poissons pêchés dans des lacs et des rivières de l'Ontario contenaient 0,17-0,3 $mg \cdot kg^{-1}$ d'étain inorganique pour la truite de lac et une moyenne de 0,62 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids humide) pour l'éperlan, ce qui indique qu'il y a possibilité de bioaccumulation (Chau et coll. 1984).

L'étain peut être méthylé dans des systèmes aqueux. Il peut y avoir formation de méthylétains à partir du Sn(II) et du Sn(IV) en présence de *Pseudomonas* sp. isolés à partir de sédiments estuariens (Brinckman et coll. 1983). L'étain(IV) peut être méthylé dans un milieu nutritif ou dans des mélanges constitués d'eaux et de sédiments naturels. On a constaté que des sédiments provenant de lacs du bouclier canadien et incubés dans un milieu microbiologique renfermant de l'étain pouvaient donner des méthylétains (Chau et coll. 1981). On a décelé des composés du diméthylétain et du triméthylétain après 14 j d'incubation aérobie dans un milieu nutritif renfermant du chlorure stannique inoculé avec des sédiments

provenant de la baie Chesapeake (Cooney et coll. 1981; Hallas et coll. 1982). Des cultures pures de *Pseudomonas* transforment le Sn(IV) et à un moindre degré le Sn(II), en composés du triméthylétain (Jackson et coll. 1982).

6.2.22.5 Bibliographie

Bourassa, A. 1985. Etain. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 28.1-28.16.

Bowen, H.J.M. 1966. The determination of tin in biological material by using neutron-activation analysis. Analyst 97: 1003-1005.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London. 333 pp.

Brinckman, F.E., J.A. Jackson, W.R. Blair, G.J. Olson et W.P. Iverson. 1983. Ultratrace speciation and biogenesis of methyltin transport species in estuarine waters. *Dans* Trace Metals in Sea Water (NATO Conf. Ser. 4: 9). C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton and E.D. Goldberg (eds.). Plenum Press, New York. pp. 39-72.

Chau, Y.K., P.T.S. Wong, O. Kramer et G.A. Bengert. 1981. Methylation of tin in the aquatic environment. *Dans* Proc. 3rd Int. Conf. Heavy Metals in the Environment. Sept. 14-18, Amsterdam, The Netherlands. CEP Consultants Ltd., Edinburgh. pp. 641-644.

Chau, Y.K., R.J. Maguire, P.T.S. Wong, B.A. Glen, G.A. Bengert et R.J. Tkacz. 1984. Occurrence of Methyltin and Butyltin Species in Environmental Samples in Ontario. Institut national de recherche sur les eaux, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario). Natl. Water Res. Inst. Ref. No. 84-01. (Rapport inédit.) 26 pp.

Cooney, J.J., L.E. Hallas et J.C. Means. 1981. Tin and microbes in the Chesapeake Bay, U.S.A. *Dans* Proc. 3rd. Int. Conf. Heavy Metals in the Environment. Sept. 14-18, Amsterdam, The Netherlands. CEP Consultants Ltd., Edinburgh. pp. 243-245.

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. 4th edition. John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. 1396 pp.

Energie, Mines et Ressources Canada. 1985. Other nonferrous metals. Can. Min. J. 106(2): 60, 62.

Fanchiang, Y.-T., W.P. Ridley et J.M. Wood. 1978. Kinetic and mechanistic studies on B_{12}-dependent methyl transfer to certain toxic metal ions. *Dans* Organometals and Organometalloids. Occurrence and Fate in the Environment. F.E. Brinckman and J.M. Bellama (eds.). Am. Chem. Soc. Symp. Ser. 82: 54-64.

Hallas, L.E., J.C. Means et J.J. Cooney. 1982. Methylation of tin by estuarine microorganisms. Science 215: 1505-1507.

Hodge, V.F., S.L. Seidel et E.D. Goldberg. 1979. Determination of tin IV and organotin compounds in natural waters, coastal sediments and macro algae by atomic absorption spectrometry. Anal. Chem. 51: 1256-1259.

Jackson, J.A., W.R. Blair, F.E. Brinckman et W.P. Iverson. 1982. Gas-chromatographic speciation of methylstannanes in the Chesapeake Bay using purge and trap and sampling with a tin-selective detector. Environ. Sci. Technol. 16: 110-119.

Macchi, G. et M. Pettine. 1980. Voltametric characterization and chemical behaviour of inorganic tin in natural waters. Environ. Sci. Technol. 14: 815-818.

Maguire, R.J. 1984. Butyltin compounds and inorganic tin in sediments in Ontario. Environ. Sci. Technol. 18: 291-294.

Maguire, R.J., Y.K. Chau, G.A. Bengert, E.J. Hale, P.T.S. Wong et O. Kramer. 1982. Occurrence of organic compounds in Ontario lakes and rivers. Environ. Sci. Technol. 16: 698-702.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Etain. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 27.

NAS. 1977. Drinking Water and Health. Safe Drinking Water Committee, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 939 pp.

Ontario Ministry of the Environment. 1981. Outlines of Analytical Methods: a Guide to the Occurrence, Significance, Sampling and Analysis of Chemical and Microbiological Parameters in Water, Sediment, Soil, Vegetation and Air. Coordinated by Water Quality Section, Laboratory Services Branch, Toronto, Ontario. 280 pp.

Stumm, W. et P.A. Brauner. 1975. Chemical speciation. *Dans* Chemical Oceanography. 2nd edition. J.P. Riley and G. Skirrow (eds.). Academic Press, New York. pp. 173-239.

Weast, R.C. (ed.). 1983. Handbook of Chemistry and Physics. 64th edition. Chemical Rubber Co. Press, Cleveland, Ohio.

6.2.23 Fer

6.2.23.1 Utilisations et production

Au Canada, le minerai de fer est utilisé pour la fabrication d'acier par l'ensemble des producteurs de fer et d'acier à Hamilton et à Sault Ste. Marie (Ontario), à Contrecoeur (Québec) et à Sydney (Nouvelle-Ecosse) (Catka 1983). On utilise également du fer pour la production de pigments pour les peintures, de plastiques, d'agents de polissage et de matériaux électriques (Santé et Bien-être social Canada 1982). Les données sur la production, la consommation, les importations et les exportations de minerai de fer pour 1983 et 1984 sont présentées au tableau 6-26.

6.2.23.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le fer (Fe) se classe au quatrième rang parmi les éléments les plus abondants de la croûte terrestre (Santé et Bien-être social Canada 1982). Au Canada, les plus importants gisements de fer sont situés en Ontario, au Québec et au Labrador (Boyd 1985). Les minéraux renfermant du fer sont très répandus, les principaux minerais de fer commerciaux étant la magnétite (Fe_3O_4), la sidérite ($FeCO_3$), la limonite ($FeO(OH)$) et l'hématite (Fe_2O_3) (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Le fer est libéré naturellement dans l'environnement par altération des minerais sulfurés (pyrite, FeS_2) et des roches ignées, sédimentaires et métamorphiques. Le lessivage des grès libère des oxydes et des hydroxydes de fer dans l'environnement (McNeely et coll. 1980).

Du fer est également libéré dans l'environnement par les activités humaines, principalement par la combustion du coke et du charbon, par le drainage des effluents acides des mines (Bell 1975), par le traitement des minéraux (McNeely et coll. 1980), dans les eaux d'égout (Oliver et Cosgrove 1975), dans

Tableau 6-26. Production, consommation, importations et exportations de minerai de fer au Canada

Paramètre	Quantité (t) 1983	1984
Production (tonnes, poids sec)	32 958 678	41 065 329
Consommation (de minerai de fer par les aciéries canadiennes)	13 102 908	14 620 016
Importations (tonnes, poids humide)	4 013 109	3 482 250
Exportations (toutes catégories de minerai de fer en tonnes, poids humide)	25 528 070	22 730 727

Source: Boyd 1985.

les solutions de lessivage des remblais (James 1977), par les industries reliées au fer (CMI 1976) ainsi que par la corrosion du fer et de l'acier (McNeely et coll. 1980). Les concentrations de fer dans les Grands lacs varient de 0,3 à 0,7 $mg \cdot L^{-1}$ à proximité des sources industrielles (CMI 1976). Un échantillon de la base de données NAQUADAT prélevé en 1982 par une station d'échantillonnage des eaux usées industrielles en Colombie-Britannique présentait une concentration en fer dissous de 0,33 $mg \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 0,05 $mg \cdot L^{-1}$) (NAQUADAT 1985). On a mesuré des concentrations de fer de 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau de pluie (McNeely et coll. 1980).

6.2.23.3 Concentrations dans l'environnement

Les concentrations de fer dans les eaux de surface aérées sont généralement inférieures à 0,5 $mg \cdot L^{-1}$. Les concentrations de fer dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-27. Dans l'eau des sources thermales et dans les eaux souterraines, les concentrations de fer peuvent varier de 10 à 100 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980). La concentration moyenne de fer dans l'eau des Grands lacs est de 0,12 $mg \cdot L^{-1}$ (CMI 1976). Dans l'eau potable au Canada, les concentrations de fer sont généralement inférieures à 1 $mg \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT 1976).

Tableau 6-27. Concentrations de fer dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	ND[1,2]-54,0	147	1980-1985
	<0,03[3]-1,03	397	Avant 1980
	0,039-11,0	97	1980-1985
Ouest	<0,02[3]-14,0	1926	1980-1985
	0,04[4]-11,0	627	1980-1985
Centre	0,001[1]-7,55	1315	1980-1985
	0,002[3]-0,21	7	1985
	0,03[4]-2,97	158	1980-1985
Atlantique	0,004[1]-3,1	710	1980-1985
	0,0755[3]-0,17	8	1981
	0,01[4]-90,0	6449	1980-1985

[1] Limite de détection = 0,001 $mg \cdot L^{-1}$ (total).
[2] ND = non décelable.
[3] Limite de détection = 0,001 $mg \cdot L^{-1}$ (dissous).
[4] Limite de détection = 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ (extractible).

Source: NAQUADAT 1985.

6.2.23.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les deux états d'oxydation les plus courants du fer dans l'eau sont l'état ferreux (Fe^{2+}) et l'état ferrique (Fe^{3+}). En général, le fer est présent dans les eaux de surface à l'état ferrique. Les sels ferriques sont insolubles dans les eaux aérobies et, par conséquent, les concentrations de fer sont généralement faibles dans l'eau. Dans les eaux réductrices, l'espèce ferreuse peut persister et, en l'absence d'anions sulfure et carbonate, on peut trouver des concentrations élevées de fer ferreux. On peut également trouver du fer sous forme de complexes inorganiques ou organiques ferreux et ferriques. On peut de plus en trouver de petites quantités sous forme de colloïdes ou d'hydrosols stables (Hem 1972; NAS 1979; McNeely et coll. 1980).

Le comportement chimique du fer dans l'environnement aquatique est déterminé par les réactions d'oxydation et de réduction, le pH et la présence simultanée d'agents séquestrants inorganiques et organiques. A l'aide de données chimiques thermodynamiques, on a prévu que le fer ferreux prédominera à des pH faibles en l'absence d'oxygène; certains complexes ferreux hydroxylés seront présents aux pH alcalins. A de faibles pH (<3) dans l'eau oxygénée, l'ion ferrique prédomine; toutefois à des pH neutres et alcalins, il y a formation de complexes hydroxylés (Hem 1972; NAS 1979).

En présence d'oxygène, le fer ferreux est oxydé et précipite sous forme de fer ferrique (McNeely et coll. 1980). En conséquence on trouve généralement le fer dans l'environnement aquatique sous forme de suspensions colloïdales de particules d'hydroxyde ferrique. Ces gels ou flocs restent en suspension dans l'eau ou forment des substances floculeuses qui se déposent dans les lits des cours d'eau. Avec le temps, ces flocs peuvent durcir et former un matériau apparenté au ciment qui consolidera le gravier du fond (U.S. EPA 1976). Des flocs détachés d'hydroxydes de fer peuvent causer la turbidité et diminuer la pénétration de la lumière pour ainsi abaisser la productivité primaire (CMI 1978). Dans les eaux ou dans la vase de fond anaérobies, le fer ferreux formera, en présence de sulfure d'hydrogène, du sulfure ferreux pour donner des vases minérales noires (U.S. EPA 1976).

Les microorganismes et les champignons dans le sol et sous la surface peuvent causer la redissolution du fer. Dans les sédiments pauvres en oxygène, l'oxyde et l'hydroxyde ferriques peuvent être réduits en présence de certaines souches de microorganismes et d'une source de substances nutritives organiques (Oborn et Hem 1961). Des bactéries aérobies peuvent catalyser l'oxydation du fer ferreux causant ainsi la précipitation d'hydroxyde ferrique (Hem 1970). Les cycles de croissance des algues d'eaux douces et des microorganismes aquatiques apparentés peuvent influencer les concentrations de fer dans les eaux de surface. La demande de fer pendant les périodes de prolifération excessive d'algues peut sensiblement abaisser les concentrations de fer. Ce fer peut ensuite être de nouveau libéré dans l'eau après la mort et la décomposition des plantes (NAS 1979).

6.2.23.5 Bibliographie

Bell, A.V. 1975. Base metal mine management in Canada. *Dans* Minerals and the Environment. Institute of Mining and Metallurgy, London. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Boyd, B.W. 1985. Minerai de fer. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 29.1 à 29.12.

Catka, C.J. 1983. Fer et acier. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1980. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 259-277.

CMI. 1976. Fourth Annual Report. Great Lakes Water Quality Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). p. 45.

CMI. 1978. Iron. *Dans* Group 2 – New and Revised Specific Water Quality Objectives. Proposed for the 1972 Agreement Between the United States and Canada. Great Lakes Water Quality Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Hem, J.D. 1970. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. 2nd edition. U.S. Geol. Surv. Water Supply Paper 1473. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 363 pp. (Mentionnée dans NAS 1979.)

Hem, J.D. 1972. Chemical factors that influence the availability of iron and manganese in aqueous systems. Geol. Soc. Am. Spec. Pap. 140: 17-24. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

James, S.C. 1977. Metals in municipal landfill leachate and their health effects. Am. J. Public Health 67: 429-432. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Fer. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 27-28.

NAQUADAT. 1976. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1979. Iron. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, University Park Press, Baltimore, Maryland. 248 pp.

Oborn, E.T. et J.D. Hem. 1961. Microbiologic factors in the solution and transport of iron. *Dans* Chemistry of Iron in Natural Water. U.S. Geol. Surv., Water Supply Paper 1459. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. p. 213-235. (Mentionnée dans NAS 1979.)

Oliver, B.G. et E.G. Cosgrove. 1975. Metal concentrations in the sewage, effluents and sludges of some southern Ontario wastewater treatment plants. Environ. Lett. 9: 75-90. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Fer. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 337-344.

U.S. EPA. 1976. Quality Criteria for Water. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 9-76 023.

6.2.24 Fluorures

6.2.24.1 Utilisations et production

Les fluorures sont utilisés pour toute une gamme de traitements industriels dont la galvanoplastie et le moulage d'objets métalliques, le soudage et le brasage, ainsi que pour la fabrication d'aluminium, d'acier, de briques, de carreaux, de verre et de produits céramiques, d'acide fluorhydrique et d'autres composés du fluor, d'adhésifs et de fondants métallurgiques. Parmi leurs autres utilisations, mentionnons la fabrication des engrais, des insecticides et des herbicides à base de phosphate ainsi que l'affinage de l'uranium. On ajoute souvent du fluorure aux approvisionnements en eau pour la consommation domestique afin de réduire la carie dentaire et il est également utilisé pour la fabrication des pâtes et des poudres dentifrices, des rince-bouche et des suppléments vitaminiques (Environnement Canada 1976; McNeely et coll. 1980; Ontario Ministry of the Environment 1981; Santé et Bien-être social Canada 1982).

Aucun fluorure n'est produit au Canada. La seule mine de fluorine (minéral renfermant du fluorure) au Canada, située à St. Lawrence (Terre-Neuve), a produit 64 000 t de concentrés de fluorine en 1976, la dernière année de son exploitation. La réouverture de cette mine était toutefois prévue pour 1986 (Boucher 1985). En 1978, la production mondiale de fluorine s'élevait à 4 792 000 t (Boyd 1982). En 1978, la production mondiale de fluor à partir de la fluorine et de roches phosphatées s'élevait à 2 150 000 t (Morse 1980). La production canadienne de fluorure d'hydrogène était de 78 500 t en 1981, et la même année, on en importait 500 t (CORPUS Information Services 1982). En 1981 et en 1982, le Canada a importé 7089 et 7712 t respectivement de fluorures et d'autres sels de fluor (Statistique Canada 1983).

6.2.24.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les fluorures sont présents à l'état de traces dans les sols et les roches, mais ils sont des plus abondants dans les régions volcaniques actives ou inactives (Environnement Canada 1976). L'altération des roches ignées et sédimentaires alcalines et siliceuses, en particulier des argiles litées, disperse des fluorures dans l'environnement aquatique. Les principaux minéraux renfermant des fluorures sont la fluorine (CaF_2), la cryolite (Na_3AlF_6) et la fluorapatite ($Ca_5F(PO_4)_6$) (CMI 1977; McNeely et coll. 1980).

La présence de fluorures dans l'environnement aquatique est également attribuable à l'addition de fluorures aux approvisionnements en eau pour la consommation domestique et au déversement résultant dans les égouts (McNeely et coll. 1980). La concentration moyenne de fluorures dans 57 installations municipales ontariennes d'épuration des eaux d'égout, qui ont fait l'objet d'un relevé en 1976, était de 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ (Environnement Canada 1978). Les insecticides et les herbicides renfermant des fluorures peuvent constituer un apport de fluorures dans l'eau (McNeely et coll. 1980). Dans une station d'échantillonnage des eaux industrielles usées en Colombie-Britannique, on a mesuré à trois reprises en 1982 les concentrations de fluorures (dissous) dans des échantillons; ces concentrations s'élevaient à 5,86, 8,84 et 9,88 $mg \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT 1985).

L'activité volcanique disperse dans l'atmosphère des poussières et des gaz renfermant du fluor, mais on considère que les fluorures dans l'air sont pour la plus grande partie d'origine industrielle (Rose et Marier 1979; Santé et Bien-être social Canada 1982). L'industrie de la réduction primaire de l'aluminium est la plus importante source industrielle de fluorures (56,5 %) au Canada. La sidérurgie (15,5 %) et les industries produisant des phosphates (17,7 %) sont également des sources majeures de fluorures dans l'atmosphère (Environnement Canada 1976; Rose et Marier 1979). La combustion du charbon introduit des fluorures dans l'atmosphère; toutefois, de grandes quantités sont rarement rejetées dans l'environnement à moins d'un déversement industriel (McNeely et coll. 1980). Les filtres, les précipitateurs électrostatiques et les divers systèmes épurateurs par voie humide peuvent éliminer des quantités substantielles de fluorures des émissions (Rose et Marier 1979).

6.2.24.3 Concentrations dans l'environnement

Les fluorures sont abondant dans la croûte terrestre et l'on en trouve des concentrations mesurables dans presque toutes les substances (CMI 1977; McNeely et coll. 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982). Dans la plupart des eaux de surface, les concentrations de fluorures sont inférieures à

1 mg·L^{-1} (Livingstone 1963; Wetzel 1975; McNeely et coll. 1980), mais elles peuvent dépasser 50 mg·L^{-1} (McNeely et coll. 1980). Les concentrations naturelles les plus élevées sont mesurées dans des lacs d'Afrique de l'Est où elles dépassent souvent 1000 mg·L^{-1} (Kilham et Hecky 1973). Un grand nombre de cours d'eau à l'état naturel renferment moins de 0,2 mg·L^{-1} de fluorures (Neuhold et Sigler 1960; Groth 1975; McNeely et coll. 1980). Dans les Grands lacs, les concentrations de fluorures varient de 0,05-0,14 mg·L^{-1} (CMI 1977). Les eaux souterraines renferment généralement des concentrations plus élevées que les eaux de surface, concentrations qui atteignent souvent 10 mg·L^{-1} (McNeely et coll. 1980). Le tableau 6-28 présente les concentrations de fluorures dans les eaux de surface au Canada.

Tableau 6-28. Concentrations de fluorures dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] (mg·L^{-1})	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	ND[2]-2,60	1408	1980-1985
Ouest	ND-0,74	3094	1980-1985
Centre	0,0-2,0	2826	Avant 1980
Atlantique	ND-0,29	2602	1980-1985

[1] Limite de détection = 0,02 mg·L^{-1} (dissous).
[2] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

6.2.24.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le fluor, qui est l'élément le plus réactif des halogènes, ne se retrouve pas à l'état libre dans la nature, mais y est présent sous forme d'ions fluorure. En général, la plupart des fluorures associés à des cations monovalents sont solubles dans l'eau (p. ex. NaF, AgF et KF), mais ceux formés avec des cations bivalents sont généralement insolubles (p. ex. CaF_2 et PbF_2) (Cotton et Wilkinson 1980).

Le fluorure est considéré comme l'un des principaux ions responsables de la dissolution du béryllium, de l'aluminium, du scandium, du niobium, du tantale, du fer et de l'étain dans les eaux à l'état naturel (Environnement Canada 1976). On pense que les concentrations de fluorures dans l'eau des lacs de l'intérieur sont réglées par le système calcium-carbonate-phosphate-fluorure, ce qui peut expliquer les concentrations uniformes de fluorures à différentes profondeurs (Kramer 1964).

La présence de calcium dans l'eau limite la toxicité des fluorures. La fluorose est moins grave lorsque l'eau potable est dure plutôt que douce (Neuhold et Sigler 1960; Herbert et Shurben 1964). De plus, la présence de calcium et de chlorures réduit les réactions toxiques des poissons aux fluorures (Groth 1975a).

Un grand nombre de plantes et d'animaux aquatiques peuvent accumuler des fluorures en concentrations plusieurs fois plus élevées que celles observées dans l'eau. On a constaté que les algues d'eau douce et de mer ainsi que certaines plantes vasculaires accumulent des fluorures à des concentrations de 20 à 50 fois supérieures aux concentrations ambiantes (Sigler et Neuhold 1972; Groth 1975a, b). Les invertébrés accumulent facilement les fluorures et chez certains d'entre eux, les facteurs de concentration sont de 100 (Stewart et coll. 1974; Groth 1975a). Des concentrations de l'ordre de 10 à 100 mg·kg^{-1} (poids sec) ont été relevées dans l'exosquelette de plusieurs invertébrés aquatiques (Groth 1975a). Les poissons peuvent accumuler des fluorures, en particulier dans leur squelette (Wright et Davison 1975). On a signalé des concentrations de l'ordre de 100 à 1000 mg·kg^{-1} (poids sec) (Groth 1975a). Les fluorures peuvent également être bioamplifiés dans les réseaux aquatiques. Par exemple, dans une région non polluée en Nouvelle-Zélande, on a observé des concentrations de fluorures de 31 à 209 mg·kg^{-1} dans les coquilles d'invertébrés se nourrissant de plancton. On a trouvé des concentrations de fluorures de 1425 à 1882 mg·kg^{-1} dans les squelettes de *Parapercis colias* se nourrissant de crabes, de crevettes, de mollusques et de crustacés, ce qui indique un facteur de bioamplification d'au moins un ordre de grandeur (Stewart et coll. 1974).

6.2.24.5 Bibliographie

Boucher, M. 1985. Communication personnelle. Secteur de la politique minérale, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.

Boyd, B.W. 1982. Spath fluor. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1980. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 511-517.

CMI. 1977. Fluoride. *Dans* New and Revised Great Lakes Water Quality Objectives. Vol. II. Rapport de la Commission mixte internationale aux gouvernements des Etats-Unis et du Canada, Windsor (Ontario). pp. 94-104.

CORPUS Information Services. 1982. Hydrogen Fluoride. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Cotton, P.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. 4th edition. John Wiley & Sons, Inc., Toronto, Ontario. 1396 pp.

Environnement Canada. 1976. Inventaire national des sources et émissions de fluorure (1972). Service de la protection de l'environnement, Ottawa. Rapport APCD 75-7F.

Environnement Canada. 1978. Sources of Metals and Metal Levels in Municipal Wastewaters. Rapport de recherche nº 80. Service de la protection de l'environnement, Ottawa. pp. 320-343.

Groth, E. 1975a. An evaluation of the potential for ecological damage by chronic low-level environmental pollution by fluoride. Fluoride 8: 224-240.

Groth, E. 1975b. Fluoride pollution. Environment 17: 29-38.

Herbert, D.W.M. et D.S. Shurben. 1964. The toxicity of fluoride to rainbow trout. Water Waste Treat. J. 10: 141-142.

Kilham, P. et R.E. Hecky. 1973. Fluoride: geochemical and ecological significance in East African waters and sediments. Limnol. Oceanogr. 18: 932-945.

Kramer, J.R. 1964. Theoretical model for the chemical composition of fresh water with application to the Great Lakes. *Dans* Proc. 7th Conf. Great Lakes Research, April 6-7, Toronto, Ontario. pp. 47-160.

Livingstone, D.A. 1963. Data of Geochemistry. 6th edition. Chapter of Chemical Composition of Rivers and Lakes. U.S. Geol. Surv. Prof. Pap. 440. 64 pp. (Mentionnée dans Wetzel 1975.)

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Fluorures. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 30-31.

Morse, D.E. 1980. Fluorine. *Dans* Mineral Facts and Problems. U.S. Department of the Interior, Bureau of Mines, Washington, D.C. p. 307.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, Environnement Canada, Ottawa.

Neuhold, J.M. et W.F. Sigler. 1960. Effects of sodium fluoride on carp and rainbow trout. Trans. Am. Fish. Soc. 89: 358-371. (Mentionnée dans CMI 1977.)
Ontario Ministry of the Environment. 1981. Outlines of Analytical Methods: a Guide to the Occurrence, Significance, Sampling and Analysis of Chemical and Microbiological Parameters in Water, Sediment, Soil, Vegetation and Air. Coordinated by Water Quality Section, Laboratory Services Branch, Toronto, Ontario. 280 pp.
Rose, D. et J.R. Marier. 1979. Le fluorure dans l'environnement 1977. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16082. 175 pp.
Santé et Bien-être social Canada. 1982. Fluorure. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 345-360.
Sigler, W.F. et J.M. Neuhold. 1972. Fluoride intoxication in fish: a review. J. Wildlife Dis. 8: 252-254.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Stewart, D.J., T.R. Manley, D.A. White, D.L. Harrison et E.A. Stringer. 1974. Natural fluoride levels in Bluff area, New Zealand. I. Concentrations in wildlife and domestic animals. N. Z. J. Sci. 17: 105-113.
Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.
Wright, D.A. et A.W. Davison. 1975. The accumulation of fluoride by marine and intertidal animals. Environ. Pollut. 8: 1-13.

6.2.25 Lithium

6.2.25.1 Utilisations et production

Le lithium est utilisé en métallurgie et pour la fabrication de verre, de céramique, de lubrifiants et d'accumulateurs, et pour la déshumidification. On s'en sert aussi en médecine pour traiter des désordres maniaco-dépressifs. On peut aussi trouver du lithium dans les cendres de charbon (McNeely et coll. 1980).

On ne produit pas de lithium présentement au Canada; la seule mine de lithium du pays, située près de Val d'Or au Québec, a été fermée en 1965 (Stonehouse 1985). Jusqu'au 1er janvier 1983, moment de l'interruption des opérations, la Tantalum Mining Corp. (Canada) Ltd., située à Bernie Lake dans le sud-est du Manitoba, exploitait le dépôt de pegmatite Tanco pour ses minéraux tantalifères et son spodumène minéral (contenant du lithium). Vu leur caractère confidentiel, les données relatives à la production ne sont pas disponibles; toutefois, les réserves de lithium sous forme de spodumène étaient évaluées, avant le début de l'exploitation, à 6 624 133 t titrant 2,76 % de Li_2O (Crouse et coll. 1984). Les Etats-Unis, l'U.R.S.S., la Chine et le Zimbabwe sont les quatre principaux producteurs de concentré primaire de lithium au monde. L'ensemble de la production totale de minéral lithinifère pour 1978 (données disponibles les plus récentes) ne peut être évalué qu'en partie, car les Etats-Unis ont refusé de communiquer leur production pour éviter de révéler des données qui sont la propriété des compagnies. Voici donc une estimation partielle de la production mondiale de ce minéral: Amérique du Sud, 102,5 t; Afrique, 235,9 t; U.R.S.S., 1179,4 t; et Chine, 272,2 t (U.S. Department of the Interior 1980). En 1981 et 1982 respectivement, 32 t et 21 t de sels lithiés d'acides inorganiques ont été importées au Canada (Statistique Canada 1983). Le Canada importe du spodumène, mais le chiffre de ces importations n'est pas disponible (Statistique Canada 1983). On ne possède pas de données sur les importations de lithium.

Tableau 6-29. Concentrations de lithium dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<5[1]-69	3	Avant 1980
	<5[2]-25	20	Avant 1980
Ouest	<5[1]-9	11	1980
	<5[2]-190	79	Avant 1980
Centre	<5[1]	50	Avant 1980
	1[2]-7	249	Avant 1980
Atlantique	<2[1]-10	56	Avant 1980

[1] Limite de détection = 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (extractible).
[2] Limite de détection = 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (dissous).

Source: NAQUADAT 1985.

6.2.25.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les alumino-silicates comme le spodumène ($LiAlSi_2O_6$) et la pétalite ($LiAlSi_4O_{10}$) et les phosphates comme l'amblygonite [(Li,Na)Al(PO_4)(F,OH)] sont les principales sources minérales de lithium. Le lithium est facilement lixivié de ces minéraux, mais l'apport dans le milieu aquatique est faible. Les concentrations moyennes de lithium dans les roches ignées, le grès, les schistes et les carbonates sont de 32, 15, 46 et 5,2 $\mu g \cdot g^{-1}$ respectivement (Faust et Aly 1981).

Les utilisations industrielles décrites à la section 6.2.25.1 peuvent constituer d'importantes sources anthropiques de lithium dans les eaux de surface (McNeely et coll. 1980).

6.2.25.3 Concentrations dans l'environnement

La plupart des eaux de surface renferment des concentrations de lithium inférieures à 10 $mg \cdot L^{-1}$. Les concentrations de lithium sont plus élevées dans les eaux contenant des chlorures et des sulfates que dans celles contenant du bicarbonate. Le tableau 6-29 donne les concentrations de lithium dans les eaux de surface au Canada. Dans la base de données NAQUADAT (1985), on donne les concentrations de lithium extractible et de lithium en solution. La saumure et les sources chaudes peuvent aussi contenir des concentrations de lithium dépassant 10 $mg \cdot L^{-1}$. Les concentrations de lithium dans l'eau de mer sont d'à peu près 0,17 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980).

6.2.25.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le lithium, un métal alcalin, existe dans la nature au degré d'oxydation +1. Les composés du lithium sont extrêmement solubles et ont tendance à rester en solution (Windholtz et coll. 1983). Le lithium est facilement lixivié des roches et des sédiments et il est habituellement associé au sodium en solution aqueuse (McNeely et coll. 1980).

6.2.25.5 Bibliographie

Crouse, R.A., P. Cerny, D.L. Trueman et R.O. Burt. 1984. The Tanco pegmatite, southeastern Manitoba. *Dans* The Geology of Industrial Minerals in Canada. Spec. Vol. 29. G.R. Guillet and W. Martin (eds.). The Canadian Institute of Mining and Metallurgy, Montreal.

Faust, S.D. et O.M. Aly. 1981. Chemistry of Natural Waters. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 400 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Lithium. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 33.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Stonehouse, D. 1985. Communication personnelle. Secteur de la politique minérale, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.

U.S. Department of the Interior. 1980. Lithium. *Dans* Mineral Facts and Problems. Bureau of Mines, Washington, D.C. pp. 521-525.

Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. Merck & Co., Inc., Rahway, New Jersey.

6.2.26 Magnésium

6.2.26.1 Utilisations et production

Le magnésium est utilisé dans les industries du textile, du tannage et des papiers. On fait un usage considérable d'alliages de magnésium pour le moulage, le coulage sous pression, l'extrusion, le laminage et la fabrication de plaques réalisées par forgeage ainsi que pour la fabrication d'équipement de manutention mécanique, d'outils portatifs, de bagages et d'articles ménagers de tout genre. Le carbonate, le chlorure, l'hydroxyde, l'oxyde et le sulfate de magnésium servent à produire du magnésium métallique, des matériaux réfractaires, des engrais, des céramiques, des explosifs et des produits médicinaux (Beck 1966; Bokovay 1985).

Le tableau 6-30 donne la production, la consommation, les importations et les exportations de magnésium au Canada. La production mondiale de magnésium était de 208 500 t en 1981, 156 400 t en 1982 et 166 000 t en 1983 (Bokovay 1985).

6.2.26.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le magnésium se classe au huitième rang parmi les éléments les plus abondants (Durfor et Becker 1972). Les sources naturelles déversent plus de magnésium dans l'environnement que toutes les sources anthropiques. Le magnésium se trouve communément dans les minéraux suivants: magnésite, dolomie, olivine, serpentine, talc et amiante. Les principales sources de magnésium dans les eaux naturelles sont les minéraux des roches ignées contenant du ferromagnésium et les carbonates de magnésium des roches sédimentaires.

On connaît l'apport annuel en magnésium pour le lac Supérieur et le lac Huron. Pendant la période 1973-1975, le rejet direct avec les effluents industriels et les effluents urbains a été de 9,2 et 3,6 $t \cdot a^{-1}$ respectivement. Cependant, les principaux apports de magnésium venaient des tributaires de ces lacs: chaque année, ils en déversent 990 t dans le lac Supérieur et 1250 t dans le lac Huron. Les retombées atmosphériques étaient elles aussi plus importantes que le rejet industriel direct; ces sources apportent chaque année 15,3 t et 22,5 t respectivement dans ces lacs (CMI 1976).

Tableau 6-30. Production, consommation, importations et exportations de magnésium au Canada

	Quantités (t)		
Paramètre	1981	1982	1983
Production	8800	7900	7800
Consommation	6387	5005	ND[1]
Importations	3249	1972	3714
Exportations	6221	4501	2500

[1] ND = non disponible mais la consommation a augmenté de façon significative en 1983 ainsi qu'en 1984.

Source: Bokovay 1985.

Tableau 6-31. Concentrations de magnésium dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	14,0[1]-18,0	33	1980
Ouest	44[2]-181	4	Avant 1980
	0,03[1]-168	2 932	1980-1985
Centre	ND[2,3]-1000	2 700	Avant 1980
	0[1]-24,2	4 461	1980-1985
Atlantique	ND[2]-954,0	17 217	Avant 1980
	0,1[4]-37	6 661	1980-1985
	0,1[1]-680,0	2 345	1980-1985

[1] Limite de détection = 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ (dissous).
[2] Limite de détection = 0,05 $mg \cdot L^{-1}$ (total).
[3] ND = non décelable.
[4] Limite de détection = 0,005 $mg \cdot L^{-1}$ (dissous).

Source: NAQUADAT 1985.

6.2.26.3 Concentrations dans l'environnement

La concentration de magnésium dans les eaux des bassins versants comportant des roches magnésiennes peut varier de 1 à 100 $mg \cdot L^{-1}$. Le sulfate et le chlorure de magnésium sont très solubles et l'eau en contact avec des dépôts de ces sels peut contenir plusieurs centaines de milligrammes de magnésium par litre (Durfor et Becker 1972).

Le tableau 6-31 donne les concentrations de magnésium dans les eaux de surface et les eaux souterraines au Canada.

6.2.26.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le magnésium abonde dans la croûte terrestre; il est un constituant commun des eaux naturelles. Avec le calcium, il est un des principaux éléments qui contribuent à la dureté de l'eau (voir la section 6.2.21). Comme les autres métaux alcalino-terreux, le magnésium existe surtout au degré d'oxydation +2. Habituellement, on ne trouve les composés monovalents du magnésium que dans des circonstances très exceptionnelles. Il existe de nombreux composés organomagnésiens (Cotton et Wilkinson 1980).

La chimie du magnésium dans l'eau est semblable à celle du calcium, c'est-à-dire qu'il y a formation de carbonate et d'oxyde. Les composés du magnésium sont en général plus solubles que leurs analogues calciques. Il est donc rare que de grandes quantités de magnésium soient précipitées. Les carbonates et l'hydroxyde de magnésium précipitent à un pH élevé (>10). Dans certains lacs salins fermés, les concentrations de magnésium peuvent être très élevées (Wetzel 1975).

Le magnésium est considéré comme étant un élément essentiel pour tous les organismes. Il peut s'accumuler dans les tissus calcaires et on le rencontre dans les légumes comestibles (700-5600 $mg \cdot kg^{-1}$), les algues marines (6400-20 000 $mg \cdot kg^{-1}$) et les poissons d'eau salée (1200 $mg \cdot kg^{-1}$), ainsi que dans les muscles (900 $mg \cdot kg^{-1}$) et les os (700-1800 $mg \cdot kg^{-1}$) des mammifères (Bowen 1979). Le magnésium est l'un des principaux cations dans les tissus mous (Santé et Bien-être social Canada 1975).

6.2.26.5 Bibliographie

Beck, A.V. (ed.). 1966. The Technology of Magnesium and Its Alloys. *Dans* McGraw-Hill Encyclopedia of Science and Technology. 3rd edition. McGraw-Hill, Toronto, Ontario.

Bokovay, G. 1985. Magnésium. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 36.1-36.8.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London. 333 pp.

CMI. 1976. The Waters of Lake Huron and Lake Superior. Vol. 1. Summary and Recommendations. Rapport du Upper Lakes Reference Group à la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). pp. 45-59.

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. A Comprehensive Text. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Durfor, C.J. et E. Becker. 1972. Constituents and properties of water. *Dans* Water Quality in a Stressed Environment. W.A. Pettyjohn (ed.). Burgess Publ. Co., Minneapolis, Minnesota. pp. 24-41. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité de l'eau. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Santé et Bien-être social Canada. 1975. Standards de nutrition au Canada. Direction générale de la protection de la santé, Ottawa.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Magnésium. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièce à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 377-386.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.27 Manganèse

6.2.27.1 Utilisations et production

Le manganèse et ses alliages et composés sont communément utilisés dans l'industrie de l'acier pour la fabrication d'alliages métalliques et de piles sèches et dans l'industrie chimique pour la fabrication de peintures, de vernis, d'encres, de colorants, du verre, de céramiques, d'allumettes, de pièces pyrotechniques et d'engrais (McNeely et coll. 1980).

On ne produit pas de manganèse au Canada. En 1982, les usines sidérurgiques canadiennes ont importé 25 088 t de ferromanganèse, 2877 t de silicomanganèse, 71 655 t de minerai de manganèse et 781 t de manganèse métallique. La consommation canadienne pour 1982 était de 130 826 t de minerai de manganèse et de 69 166 t de ferromanganèse et de silicomanganèse réunis. Cette même année, la production mondiale de minerai de manganèse était de 23 081 000 t (Phillips 1985).

6.2.27.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les sols, les sédiments et les roches métamorphiques et sédimentaires sont des sources naturelles importantes de manganèse. Cet élément est très répandu et constitue environ 0,085 % de la croûte terrestre. On le trouve dans un certain nombre de minerais dont le plus important est la pyrolusite (MnO_2); les autres minerais sont principalement des oxydes, des oxydes hydratés et le carbonate ($MnCO_3$) (NAS 1973). Les minéraux ferromagnésiens comme la biotite $[K(Mg,Fe)_3(AlSi_3O_{10})(OH)_2]$ et l'amphibole $[(Mg,Fe)_7 Si_8O_{22}(OH)_2]$ contiennent de grandes quantités de manganèse. L'altération des dépôts superficiels de manganèse sont à l'origine de petites quantités de cet élément dans les eaux naturelles (NAS 1973; McNeely et coll. 1980).

Les rejets industriels peuvent expliquer les concentrations élevées de manganèse dans les eaux réceptives. Les eaux industrielles usées échantillonnées à une station de la base de données NAQUADAT en Colombie-Britannique avaient des concentrations maximales de manganèse de 24 $mg \cdot L^{-1}$ (total), 6,4 $mg \cdot L^{-1}$ (en solution) et 31 $mg \cdot L^{-1}$ (extractible) pendant la période 1981-1983 (NAQUADAT 1985). Les eaux usées des usines sidérurgiques et les eaux de drainage acides des mines, en particulier, sont responsables d'une bonne proportion du manganèse présent dans l'environnement. Les usines sidérurgiques rejettent aussi du manganèse dans l'atmosphère d'où il est redistribué par dépôt à partir de l'atmosphère (McNeely et coll. 1980).

Les données les plus récentes sur les émissions de manganèse dans l'environnement canadien datent de 1972. Cette année-là, les émissions totales de manganèse dans l'atmosphère avaient été évaluées à 6010 t. L'industrie du ferromanganèse et du silicomanganèse était responsable de 62 % de l'ensemble des émissions, soit 3695 t, et l'industrie de l'acier et du fer de première fusion, de 37 %, soit 2199 t. L'Ontario est à l'origine de 65 % de l'ensemble des émissions de manganèse au Canada, suivie par le Québec avec 23 % (Environnement Canada 1976).

6.2.27.3 Concentrations dans l'environnement

Il est rare que les concentrations de manganèse dans les eaux de surface naturelles atteignent 1,0 $mg \cdot L^{-1}$; elles sont habituellement inférieures ou égales à 0,2 $mg \cdot L^{-1}$. Le tableau 6-32 donne les concentrations de manganèse dans les eaux de surface au Canada. Il est possible de trouver des concentrations plus élevées que 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ dans les eaux souterraines et les lacs profonds stratifiés, ainsi que dans les réservoirs, en conditions réductrices. D'après les résultats obtenus pour deux échantillons prélevés en 1981, on a signalé que, à Terre-Neuve, un puits alimenté par la nappe phréatique renfermait une concentration de manganèse extractible allant de 7,9 à 9,5 $mg \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT 1985). Les eaux de surface

Tableau 6-32. Concentrations de manganèse dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	0,01-1,70	155	1980-1985
	0,01[2]	2	1982
	0,01-0,43[3]	183	1980-1985
Ouest	0,01-4,0[2]	2129	1980-1985
	0,01-4,8[3]	648	1980-1985
Centre	0,001-0,26	1292	1980-1985
	0,01-0,06[2]	145	1980-1985
	0,01-0,4[3]	235	1980-1985
Atlantique	0,002-0,737	464	1980-1985
	0,01-0,24[2]	8	1980-1981
	0,01-3,80[3]	7504	1980-1985

[1] Limite de détection = 0,001 $mg \cdot L^{-1}$.
[2] Manganèse dissous.
[3] Manganèse extractible.

Source: NAQUADAT 1985.

et les eaux acides de mine peuvent en renfermer 10 $mg \cdot L^{-1}$, et la concentration dans certains réservoirs peut être de 150 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980). En Nouvelle-Ecosse, on a signalé des concentrations de manganèse atteignant 4,6 $mg \cdot L^{-1}$ dans un système d'approvisionnement en eau (Santé et Bien-être social Canada 1982).

6.2.27.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le degré d'oxydation du manganèse peut varier de −3 à +7; les espèces bivalentes et tétravalentes sont de première importance dans les systèmes aqueux. La chimie du manganèse est semblable à celle du fer, et ces deux éléments sont souvent associés. Le manganèse existe à l'état manganeux (Mn^{2+}), mais il s'oxyde rapidement à l'état manganique (Mn^{4+}) (McNeely et coll. 1980). Cependant, en l'absence d'oxygène dissous, les espèces bivalentes prédominent (U.S. EPA 1973). Les permanganates (Mn^{7+}) ne sont pas persistants, car ils oxydent rapidement les matières organiques et sont donc réduits (McKee et Wolf 1963). Les nitrates, les sulfates et les chlorures de manganèse sont passablement solubles dans l'eau, alors que les oxydes, les carbonates, les phosphates, les sulfures et les hydroxydes le sont à peine (Cotton et Wilkinson 1980).

Les variations du potentiel d'oxydoréduction, de la teneur en oxygène dissous, du pH et de la matière organique présentes peuvent entraîner des modifications importantes des concentrations de manganèse en solution (Delfino et Lee 1968; Slack et Feltz 1968; Spencer et Brewer 1971; Howard et Chisholm 1975; Wetzel 1975). Dans les eaux naturelles, une proportion importante du manganèse existe en suspension. Dans les eaux de surface, le manganèse bivalent s'oxyde rapidement en dioxyde de manganèse qui, par la suite, a tendance à sédimenter. En présence de composés organiques et inorganiques complexants, la stabilité des oxydes de manganèse sous forme colloïdale augmente. Par contre, dans les zones où la teneur en oxyde dissous est faible ou dans les zones de faible pH et pauvres en oxygène, les espèces solubles peuvent persister (Stumm et Morgan 1970). La présence de matières organiques dans les eaux stabilise les solutions de manganèse, peut-être en raison de la formation d'ions complexes avec les composés organiques (NAS 1973).

Le manganèse est un oligo-élément essentiel pour les microorganismes, les plantes et les animaux; presque tous les organismes en contiennent donc une certaine quantité. Les organismes marins sont capables de concentrer le manganèse jusqu'à des concentrations plusieurs fois supérieures à celles présentes dans l'eau de mer. Par exemple, les facteurs de bioconcentration du manganèse varient de 10^3 à 10^4 chez les mollusques et les crustacés, et ils sont de 10^4, 10^5 et 10^2 chez les algues marines, les plantes et les poissons respectivement (NAS 1973). La demi-vie biologique du manganèse est d'environ 46 j chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Miller et coll. 1980).

6.2.27.5 Bibliographie

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Delfino, J.J. et G.F. Lee. 1968. Chemistry of manganese in Lake Mendota, Wisconsin. Environ. Sci. Technol. 2: 1094-1100.

Environnement Canada. 1976. Inventaire national des sources et des émissions de manganèse en 1972. Direction générale de l'assainissement de l'air, Service de la protection de l'environnement, Ottawa. Rapport interne APCD 75-6F.

Howard, H.H. et S.W. Chisholm. 1975. Seasonal variation of manganese in a eutrophic lake. Am. Midl. Nat. 93: 188-197. (Mentionnée dans Thurston et coll. 1979.)

McKee, J.E. et H.W. Wolf. 1963. Water Quality Criteria. 2nd edition. Publ. No. 3-A. State Water Quality Control Board, Sacramento, California. 548 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Manganèse. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 34-35.

Miller, D.W., R.J. Vetter et G.J. Atchinson. 1980. Effect of temperature and dissolved oxygen on uptake and retention of ^{54}Mn in fish. Health Phys. 33: 221-225.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1973. Manganese. Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants. Division of Medical Sciences, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 191 pp.

Phillips, D.R. 1985. Manganèse. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 37.1-37.2.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Manganèse. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 387-399.

Slack, K.V. et H.R. Feltz. 1968. Tree leaf control on low-flow water quality in a small Virginia stream. Environ. Sci. Technol. 2: 126-131.

Spencer, D.W. et P.G. Brewer. 1971. Vertical advection diffusion and redox potentials as controls on the distribution of manganese and other trace metals dissolved in waters of the Black Sea. J. Geophys. Res. 76: 5877-5892.

Stumm, W. et J.J. Morgan. 1970. Aquatic Chemistry. Wiley-Interscience, New York. 583 pp.

Thurston, R.V., R.C. Russo, C.M. Fetterolf, T.A. Edsall et Y.M. Barber (eds.). 1979. A Review of the EPA Red Book: Quality Criteria for Water. Water Quality Section, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

U.S. EPA. 1973. Water Quality Criteria 1972. Committee on Water Quality Criteria, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-R3-73-033.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.28 Mercure

6.2.28.1 Utilisations et production

Le mercure est utilisé pour l'électrolyse industrielle des chlorures alcalins, qui produit du chlore, de la soude caustique (hydroxyde de sodium) et de l'hydrogène, et dans l'industrie des peintures, où il entre dans la préparation de pigments et d'agents de préservation (Hocking 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982). Le mercure est aussi utilisé dans la fabrication de pâtes et papiers; dans les thermomètres; dans le matériel électrique, par exemple, les commutateurs au mercure, les batteries ainsi que les fluorescents et les lampes à vapeur de mercure; dans les amalgames (en dentisterie) et dans certains composés pharmaceutiques d'usage thérapeutique. Les agriculteurs se sont déjà servi de pesticides à base de mercure; toutefois, l'usage de ces pesticides a été interdit (McNeely et coll 1980; U.S. EPA 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982; Reeder et coll. 1983).

Aucune mine de mercure n'est exploitée au Canada depuis 1975. La production mondiale de mercure en 1980 a été évaluée à 6557 t. La même année, le Canada importait 50 t de mercure métallique dont 36,3 t ont été consommées. La baisse de la consommation de mercure au Canada, depuis le maximum de 154 t atteint en 1970, est en partie attribuable à des facteurs environnementaux (Hogan 1983). Les divers composés du mercure importés au Canada sont présentés au tableau 6-33.

Tableau 6-33. Importations de mercure et de certains composés de mercure au Canada

Composé	Quantité (t)	
	1981	1982
Mercure métallique	48	52
Oxyde de mercure	50	15
Chlorure mercureux	194	2
Chlorure mercurique	11	2
Sulfure mercurique	0,05	0,2

Source: Statistique Canada 1983.

6.2.28.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

On trouve du mercure dans tous les types de roches, qu'il s'agisse de roches ignées, sédimentaires ou métamorphiques (Jonasson et Boyle 1980). Le cinabre (HgS) est le minerai le plus commun renfermant du mercure (Jonasson et Boyle 1971; Vostal 1972; McNeely et coll. 1980). Cependant, le mercure existe dans plus de 30 minerais communs et minéraux de gangue (Jonasson et Boyle 1972). Parmi les exemples connus, on compte les minéraux sulfurés suivants: tétraédrite ($Cu_{12}Sb_4S_{13}$), sphalérite (ZnS) et wurtzite ((Fe,Zn)S) (Jonasson et Boyle 1980).

On trouve aussi du mercure dans l'atmosphère sous forme de vapeurs de mercure métallique et de composés organométalliques volatilisés du mercure (Santé et Bien-être social Canada 1982). Le milieu terrestre semble être la principale source de mercure atmosphérique provenant de l'évapotranspiration des feuilles, de la décomposition de la végétation et du dégazage des sols (Kothny 1973). L'activité volcanique, les fumerolles et les sources thermales n'en rejettent probablement qu'une faible quantité à l'échelle globale (Jonasson et Boyle 1980). Le métabolisme des microbes, des plantes et des animaux (Santé et Bien-être social Canada 1982), et dans certains cas les sources géothermales (Jepsen 1973) et le dégazage des sols (Rogers 1975), peuvent rejeter du mercure dans l'atmosphère. Le mercure atmosphérique peut pénétrer dans les environnements terrestres et aquatiques avec les précipitations et les retombées particulaires (Wallace et coll. 1971; Jonasson et Boyle 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982).

On estime la quantité annuelle de mercure pénétrant dans l'écosystème à l'échelle globale à 44 230 t, dont 80 % environ proviennent de sources naturelles (Lagerwerff 1972), les autres 20 % étant d'origine anthropique. Un rapport plus récent évalue à 1300 t la quantité de mercure d'origine naturelle rejetée chaque année dans l'eau à l'échelle globale (NAS 1977). Toutefois, dans certains endroits, les sources anthropiques peuvent avoir un rôle écologique plus important que les sources naturelles (Reeder et coll. 1983). En 1978, la quantité de mercure émise dans l'atmosphère au Canada a été évaluée à 39,9 t (tableau 6-34); de ce chiffre, 40,8 % provenait de la récupération de métaux communs, 12,7 % de la combustion de charbon, 12 % de l'application de peintures et 6 % de l'électrolyse des chlorures alcalines (Sheffield 1983). Ces estimations s'approchent de celles pour le mercure libéré par des processus naturels au Canada (de 30 à 50 t) (Environnement Canada 1973).

6.2.28.3 Concentrations dans l'environnement

Il semble que l'abondance terrestre de mercure soit dans l'ensemble de l'ordre de 0,05 $mg \cdot kg^{-1}$. Les dépôts considérés présentement comme rentables se trouvent habituellement dans le calcaire ou le grès et renferment 0,5-6 % de mercure (en masse) (Jonasson et Boyle 1980). Les minerais de la Colombie-Britannique contiennent environ 0,2 % de mercure récupérable (Vostal 1972).

La concentration de fond de mercure inorganique dans l'air est d'environ 0,5 $ng \cdot m^{-3}$; par contre, elle peut atteindre 1500-9000 $ng \cdot m^{-3}$ dans le voisinage des dépôts de mercure et des volcans en activité (CNRC 1980).

Les concentrations médianes par province dans l'eau potable au Canada varient de 0,15 à 0,29 $\mu g \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT 1976). Les concentrations naturelles de mercure dans les eaux de surface du Canada varient d'une région à l'autre et sont habituellement voisines de la limite de détection (0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Reeder et coll. 1983). La concentration moyenne de mercure dans les Grands lacs varie de 0,13 à 0,18 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Chau et Saitoh 1973), sauf dans le lac Michigan où elle est de 0,27 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Klein 1975). Dans la rivière Sainte-Claire, près de Windsor (Ontario), on a trouvé des concentrations atteignant 30 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. Department of the Interior 1970). L'eau des ruisseaux et des rivières près des dépôts de mercure peut en contenir jusqu'à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Reeder et coll. 1983). Une étude a montré que la concentration caractéristique de mercure était de 0,01-0,03 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les océans, alors qu'elle

Tableau 6-34. Sources anthropogènes de mercure dans l'environnement aquatique

Origine	Quantité (t)
Rejets directs	
Usine d'électrolyse des chlorures alcalins utilisant des cellules au mercure	0,450
Divers procédés d'extraction minière et de fusion	ND[1]
Effluents aqueux des usines de traitement des eaux d'égout	ND
Fabrication de certains biens de consommation	ND
Emissions dans l'atmosphère	
Usine d'électrolyse des chlorures alcalins utilisant des cellules au mercure	2,374
Incinération à ciel ouvert des composantes électriques rejetées dans les aires de décharge et les dépotoirs municipaux	1,623
Peinture fraîchement appliquée	4,770
Incinération de boues d'égout	0,124
Combustion de charbon	5,042
de pétrole	2,735
de gaz naturel	0,517
de bois	0,767
Bris de tubes fluorescents	3,375
Bris de thermomètres	0,403
Récupération de métaux communs	16,270
Produits chimiques agricoles	1,103
Fabrication de peintures	0,065
Usage pharmaceutique	0,236
Instruments contenant du mercure	0,244
Autres	0,272
Eaux souterraines[2]	
Composantes électriques rejetées dans les aires de décharge et les dépotoirs municipaux	ND
Aires de décharge des boues d'égout	ND

[1] ND = non disponible.

[2] Bien que les quantités présentes ne soient pas indiquées, elles ne sont pas importantes (sauf dans certaines zones localisées), car il y a absorption par les plantes et sorption sur des particules de sol (CNRC 1980).

Sources: CNRC 1980; Sheffield 1983.

variait entre 0,02 et 0,06 $\mu g \cdot L^{-1}$ en eaux douces (NAS 1977). Dans la baie de Minamata au Japon, une région gravement polluée par le mercure, les concentrations variaient de 1,6 à 3,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980).

Le tableau 6-35 donne les concentrations de mercure dans les eaux de surface au Canada.

La teneur en mercure des sédiments est très variable: les concentrations les plus faibles (1 $ng \cdot g^{-1}$) se trouvent dans la fraction sableuse et les plus fortes sont en général dans les sédiments riches en matières organiques (Reeder et coll. 1983).

Le méthylmercure est l'espèce de mercure la plus commune chez les poissons (CNRC 1980). Dans les eaux naturelles intérieures du Canada, les teneurs en mercure total des poissons sont normalement inférieures à 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids humide) (Reeder et coll. 1983). Au Canada, des teneurs élevées en mercure (2,73-10,5 $\mu g.g^{-1}$) ont été trouvées dans des poissons d'eau douce pêchés dans des zones que l'on soupçonne être contaminées par le mercure (Fimreite 1970);

Tableau 6-35. Concentrations de mercure dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<0,05[1]	141	1980-1982
Ouest	<0,02-0,24[1]	223	1980-1983
Centre	0,005-0,100	622	1980-1981

[1] Limite de détection = 0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

certains poissons prélevés dans le lac Erié avaient des concentrations tissulaires dépassant 0,5 $\mu g \cdot ^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982). Dans les autres Grands lacs et dans les eaux intérieures non touchées par des rejets de mercure, les concentrations de mercure étaient habituellement plus élevées chez les poissons prédateurs (Ontario Ministry of the Environment 1985).

6.2.28.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Dans le milieu naturel, le mercure peut avoir trois degrés d'oxydation correspondant aux états métallique, mercureux [Hg(I)] et mercurique [Hg(II)] (U.S. EPA 1979; Jonasson et Boyle 1980). L'espèce chimique formée dépend du potentiel d'oxydoréduction, du pH et du type de ligands présents (Ramamoorthy et Massalski 1979; U.S. EPA 1979). D'après des données thermodynamiques, le mercure peut former plusieurs espèces d'ions complexes dont certains ont une solubilité appréciable dans l'eau alors que d'autres sont très peu solubles. Dans l'eau désionisée, en conditions moyennement oxydantes et à un pH supérieur à 5, l'espèce prédominante est le mercure métallique. Par contre, dans les eaux naturelles contenant des micro- et des macrosolutés susceptibles de servir de ligands au mercure, ce sont les espèces du Hg(II) qui prédominent à un faible potentiel d'oxydo-réduction (Ramamoorthy et Massulski 1979). En conditions légèrement réductrices, le mercure existe sous forme de sulfure insoluble. Le mercure a une affinité marquée pour les groupements sulfhydryle et amino; de plus, le mercure est alkylé dans le milieu aquatique en composés comme le monométhyl- et le diméthylmercure (U.S. EPA 1979). Le diméthylmercure est hydrosoluble et sa demi-vie prévue dans l'eau à pH 5 et à 25 °C est d'environ 33 ans (Wolfe et coll. 1973; Zepp et coll. 1974). Comme il est plus volatil que le monométhylmercure, les pertes par volatilisation à la surface de l'eau sont plus importantes et dépendent de facteurs comme la turbulence, le brassage des eaux et la vitesse du vent. Le monométhylmercure peut former des complexes sulfurés. En l'absence de matières organiques, les hydroxydes et les chlorures méthylmercuriques prédominent (Wasik et coll. 1976). Les espèces monométhylées et diméthylées ont une affinité marquée pour les tissus biotiques et sont rapidement absorbées par les organismes, mais le transport transmembranaire des espèces monométhylées est plus rapide (Jensen et Jernelov 1969).

Les concentrations de mercure dans des solutions aqueuses vraies sont assez faibles (Pecora 1970; McNeely et coll.

1980; Reeder et coll. 1983). Dans les habitats d'eaux douces, on trouve couramment des composés du mercure sorbés sur les matières particulaires et les sédiments (Wallace et coll. 1971; McNeely et coll. 1980). En fait, la sorption du Hg(II) sur les sédiments est probablement le processus le plus important qui détermine son devenir abiotique dans le milieu aquatique (U.S. EPA 1979). La capacité des sédiments à fixer du mercure est reliée à leur teneur en matières organiques et semble peu touchée par le pH. De plus, le taux de désorption des sédiments est faible (Ramamoorthy et Rust 1976). Le mercure a tendance à se combiner au soufre dans les sédiments de fond anaérobies (Yamada et Tonomura 1972; McNeely et coll. 1980). Le mercure métallique, qui est volatil, peut être transporté jusque dans l'atmosphère (U.S. EPA 1979). Le taux de volatilisation des composés inorganiques du mercure diminue dans l'ordre suivant: $Hg^{\circ} > Hg_2Cl_2 > RHgCl_2 > HgS > HgO$ (U.S. EPA 1979). La méthylation biologique du mercure pourrait aussi augmenter les pertes par évaporation. On a montré que la photodégradation des composés du phénylmercure est possible dans l'eau, mais on ne sait pas si la photolyse joue ou non un rôle important dans l'élimination du mercure de l'eau (U.S. EPA 1979).

Les espèces ioniques du mercure(II) peuvent être transformées en mono- et en diméthylmercure par l'action de microorganismes en conditions aérobies et anaérobies (Bisogni et Lawrence 1975; Wood 1976; McNeely et coll. 1980). Les bactéries présentes dans la plupart des eaux naturelles peuvent réaliser cette transformation (Jensen et Jernelov 1969; Bisogni et Lawrence 1975). La présence de faibles concentrations de mercure inorganique et un pH élevé favorisent la formation de diméthylmercure; par contre, la présence de concentrations plus élevées et de conditions acides favorisent la formation de l'espèce monométhylée (Bisogni et Lawrence 1975; McNeely et coll. 1980). Les quantités de mono- et de diméthylmercure dépendent de la flore microbienne présente, des concentrations de carbone inorganique, des concentrations de mercure inorganique, du pH et de la température (Bisogni et Lawrence 1975; U.S. EPA 1979; McNeely et coll. 1980). Les deux espèces de méthylmercure peuvent aussi être déméthylées par les bactéries présentes dans les sédiments (Fagerstrom et Jernelov 1972; NAS 1977; McNeely et coll. 1980; Ramamoorthy et coll. 1982).

Même si la plupart du mercure présent dans l'eau existe sous forme d'espèces inorganiques bivalentes, les espèces méthylées constituent la plupart des résidus de mercure dans les tissus des organismes aquatiques (CMI 1977; Hattula et coll. 1978). Vu la rapidité de l'absorption et la lenteur de la dépuration, les facteurs de bioconcentration chez les organismes aquatiques sont habituellement élevés ($\sim 10^4$). Chez les poissons, la demi-vie biologique du mercure est évaluée à environ 2 ans (Lockhart et coll. 1972; McKim et coll. 1976). En général, un abaissement du pH de l'eau augmente la solubilité du mercure, sa vitesse de méthylation et son taux d'absorption par les organismes. Par exemple, dans l'intervalle de pH 4,5 à 6,5, une diminution du pH de 0,5 unité correspond à une augmentation de 0,025 $mg \cdot kg^{-1}$ des teneurs résiduelles en mercure chez les poissons (Jernelov 1980). L'accumulation du mercure méthylé par les espèces aquatiques peut se faire soit directement à partir de l'eau, soit par le réseau alimentaire (Phillips et Russo 1978; U.S. EPA 1979; McNeely et coll. 1980). Les concentrations sont plus élevées chez les prédateurs que chez les organismes situés plus bas dans le réseau alimentaire. Dans les eaux douces du Canada, on a trouvé des concentrations élevées de mercure dans le touladi, le brochet et le doré (CNRC 1980).

6.2.28.5 Bibliographie

Bisogni, J.J., Jr. et A.W. Lawrence. 1975. Kinetics of mercury methylation in aerobic and anaerobic aquatic environments. J. Water Pollut. Control Fed. 47: 135-152.

Chau, Y.K. et H. Saitoh. 1973. Mercury in the international Great Lakes. *Dans* Proc. 16th Conf. on Great Lakes Research, April 16-18, Huron, Ohio. pp. 221-232.

CMI. 1977. Mercury. *Dans* New and Revised Great Lakes Water Quality Objectives. Vol. II. Rapport de la Commission mixte internationale aux gouvernements du Canada et des Etats-Unis, Windsor (Ontario).

CNRC 1980. Effets du mercure dans l'environnement au Canada. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16742. 292 pp.

Environnement Canada. 1973. Inventaire national des sources et des émissions de mercure au Canada (1970). Direction générale de la lutte contre la pollution atmosphérique, Service de la protection de l'environnement. Rapport interne APCD 73-6F.

Fagerstrom, T. et A. Jernelov. 1972. Some aspects of the quantitative ecology of mercury. Water Res. 6: 1193-1202.

Fimreite, N. 1970. Mercury uses in Canada and their possible hazards as sources of mercury. Environ. Pollut. 1: 119-131.

Hattula, M.L., J. Sarkka, J. Janatuinen, J. Paasivirta et A. Roos. 1978. Total mercury and methylmercury contents in fish from Lake Paijanne. Environ. Pollut. 17: 19-39.

Hocking, M.B. 1980. Utilisations et émissions de mercure au Canada. *Dans* Effets du mercure dans l'environnement au Canada. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16742. 292 pp.

Hogan, J.J. 1983. Mercure. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1980. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. Rapport nº 30.

Jensen, S. et A. Jernelov. 1969. Biological methylation in aquatic organisms. Nature (London) 223: 753-754.

Jepsen, A.F. 1973. Measurements of mercury vapor in the atmosphere. *Dans* Trace Elements in the Environment. E.L. Kothny (ed.). Adv. Chem. Ser. No. 123. pp. 81-95. (Mentionnée dans Jonasson et Boyle 1980.)

Jernelov, A. 1980. The effects of acidity on the uptake of mercury in fish. Environ. Sci. Res. 17: 211-222.

Jonasson, I.R. et R.W. Boyle. 1971. Geochemistry of mercury. *Dans* Proc. Special Symp. on Mercury in Man's Environment, The Royal Society of Canada, Feb. 15-16, Ottawa. pp. 5-21. (Mentionnée dans Jonasson et Boyle 1980.)

Jonasson, I.R. et R.W. Boyle. 1972. Geochemistry of mercury and origins of natural contamination of the environment. Can. Min. Metall. Bull. 65(717): 32-39.

Jonasson, I.R. et R.W. Boyle. 1980. Biogéochimie du mercure. *Dans* Effets du mercure dans l'environnement au Canada. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16742. pp. 28-50.

Klein, D.H. 1975. Fluxes, residence times and sources of some elements to Lake Michigan. Water Air Soil Pollut. 4: 3-8.

Kothny, E.L. 1973. The three-phase equilibrium of mercury in nature. *Dans* Trace Elements in the Environment. E.L. Kothny (ed.). Adv. Chem. Ser. No. 123. pp. 48-80. (Mentionnée dans Jonasson et Boyle 1980.)

Lagerwerff, J.V. 1972. Lead, mercury and cadmium as environmental contaminants. *Dans* Micronutrients in Agriculture. Soil Science Society of America Inc., Madison, Wisconsin. p. 609.

Lockhart, W.L., J.F. Uthe, A.R. Kennedy et P.H. Mehrle. 1972. Methylmercury in northern pike (*Esox lucius*): distribution, elimination

and some biochemical characteristics of contaminated fish. J. Fish. Res. Board Can. 29: 1519-1523.
McKim, J.M., G.F. Olson, G.W. Holcombe et E.P. Hunt. 1976. Long-term effects of methylmercuric chloride on three generations of brook trout (*Salvelinus fontinalis*): Toxicity, accumulation, distribution and elimination. J. Fish. Res. Board Can. 33: 2726-2739.
McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Mercure. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 35-36.
NAQUADAT. 1976. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. (Données couvrant la période 1960-1976.)
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
NAS. 1977. An Assessment of Mercury in the Environment. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.
Ontario Ministry of the Environment. 1985. Guide to Eating Ontario Sport Fish. Toronto, Ontario
Pecora, W.T. 1970. Mercury in the Environment. U.S. Geol. Surv. Prof. Pap. No. 713. 67 pp. (Mentionnée dans Jonasson et Boyle 1980.)
Phillips, G.R. et R.C. Russo. 1978. Metal Bioaccumulation in Fishes and Aquatic Invertebrates. U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-78-103.
Ramamoorthy, S. et A. Massalski. 1979. Analysis of structure-localized mercury in Ottawa River sediments by scanning electron microscopy energy-dispersive X-ray microanalysis technique. Environ. Geol. 2: 351-357.
Ramamoorthy, S. et B.R. Rust. 1976. Mercury sorption and desorption characteristics of some Ottawa River sediments. Can. J. Earth Sci. 13: 530-536.
Ramamoorthy, S., T.C. Cheng et D.J. Kushner. 1982. Effect of microbial life stages on the fate of methylmercury in natural waters. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 29: 167-173.
Reeder, S.W., A. Demayo et M.C. Taylor. 1983. Le mercure. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Rogers, R.D. 1975. Methylation of mercury in a terrestrial environment. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-600/3-75-014.
Santé et Bien-être social Canada. 1962. Mercure. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 411-428.
Sheffield, A. 1983. Inventaire national des sources et des émissions de mercure (1978). Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa. Rapport d'analyse économique et technique EPS 3-AP-81-1F.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
U.S. Department of the Interior. 1970. Investigations of mercury in the St. Clair River-Lake Erie systems. Report of the Federal Water Quality Administration. National Field Investigations Center, Cincinnati, Ohio. p. 108. (Mentionnée dans Santé et Bien-être Social Canada 1982.)
U.S. EPA. 1979. Mercury. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 14-1 à 14-15.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Mercury. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-058.
Vostal, J. 1972. Transport and transformation of mercury in nature and possible routes of exposure. *Dans* Mercury in the Environment. L. Friberg and J. Vostal (eds.). CRC Press, Cleveland, Ohio. pp. 15-27.
Wallace, R.A., W. Fulkerson, W.D. Shields et W.S. Lyons. 1971. Mercury in the Environment: the Human Element. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee. Rep. No. ORNL-NSF-EP-1. 61 pp. (Mentionnée dans Jonasson et Boyle 1980.)
Wasik, S.P., R.L. Brown et J.J. Minor. 1976. Partition coefficients and solubility measurements of dimethylmercury in fresh and sea water over a temperature range of 0-25°C. J. Environ. Sci. Health Part A 1: 99-105.
Wolfe, N.L., R.G. Zepp, J.A. Gordon et G.L. Baughman. 1973. Chemistry of methyl mercurials in aqueous solution. Chemosphere 4: 147-152.
Wood, J.M. 1976. Les métaux toxiques dans l'environnement. Recherche 7: 711. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)
Yamada, M. et K. Tonomura. 1972. Formation of mercury compounds from inorganic mercury by *Clostridium cochlearum*. J. Ferment. Technol. 50: 159-166. (Mentionnée dans Jonasson et Boyle 1980.)
Zepp, R.G., G.L. Baughman, N.L. Wolfe et D.M. Cline. 1974. Methyl mercury complexes in aquatic systems. Environ. Lett. 6: 117-127.

6.2.29 Molybdène

6.2.29.1 Utilisations et production

Le molybdène est utilisé pour la fabrication d'alliages d'acier et dans les appareils électroniques. Les sels de molybdène servent à la fabrication du verre, de céramiques, de pigments et d'engrais (McNeely et coll. 1980). Les dépôts commerciaux de molybdène contiennent au moins 200 $mg \cdot kg^{-1}$; des quantités plus faibles sont généralement récupérées comme sous-produits de l'extraction du cuivre. En 1975, la production mondiale était évaluée à $7,5 \times 10^6$ t (Chappell 1975). Le tableau 6-36 présente les données relatives à la production, à la consommation, aux importations et aux exportations de molybdène pour le Canada.

6.2.29.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le molybdène, qui est largement répandu dans la nature, existe surtout sous forme de molybdénite (MoS_2) et de molybdates (MoO_4^{2-}). L'altération des roches ignées et des roches sédimentaires (surtout les schistes) constitue une source naturelle importante de molybdène dans l'environnement aquatique (Chappell 1975).

L'extraction et la préparation de minerais du molybdène, l'utilisation de produits du molybdène, l'extraction et la préparation de certains minerais de l'uranium et du cuivre et l'utilisation de combustibles fossiles peuvent aussi constituer une source de molybdène dans l'environnement aquatique (Chappell 1975). Toutefois, l'utilisation d'engrais contenant du molybdène constitue la source anthropique la plus importante dans l'environnement aquatique (McNeely et coll. 1980).

6.2.29.3 Concentrations dans l'environnement

En général, la concentration de molybdène dans les eaux douces est inférieure à 1 $mg \cdot L^{-1}$, alors que l'eau de mer en contient moins de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980). La concentration de molybdène dans les eaux douces varie de près de 0,03 à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Cowgill 1977; Bowen 1979).

Tableau 6-36. Production, consommation, importations et exportations de molybdène au Canada

Paramètre	Quantité (t)		
	1982	1983	1984
Production	13 961	10 194	10 965
Consommation	671 368	490 117	ND[1]
Importations	3 297	408	371[2]
Exportations	17 443	11 284	6 349

[1] ND = non disponible.
[2] Estimation partielle seulement.

Source: Fong 1985.

Selon une étude effectuée près de Dauphin (Manitoba), les concentrations de molybdène dans les sédiments étaient en général inférieures à 3 $\mu g \cdot g^{-1}$; toutefois, elles atteignaient 14 $\mu g \cdot g^{-1}$ à quelques endroits où les sols associés à ces sédiments avaient un pH de 5,1. Au cours de la même étude, on a observé qu'il y avait lessivage du molybdène de certaines formations schisteuses vers les sols environnants où les concentrations atteignaient 20 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Doyle et Fletcher 1977). Pour 293 échantillons prélevés avant 1980 dans la région du Centre du Canada, les concentrations moyennes de molybdène (total) dans la base de données NAQUADAT étaient de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$). Une seule station de la NAQUADAT a signalé des résultats pour le molybdène (total) après 1980. Cette station, située en bordure d'une rivière au Québec, a signalé une concentration de molybdène (total) de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$) en 1981 (NAQUADAT 1985).

6.2.29.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le molybdène existe aux degrés d'oxydation +2, +3, +4, +5 et +6; les espèces tétravalentes et hexavalentes prédominent dans la nature (Jarrell et coll. 1980). On connaît aussi plusieurs composés organométalliques du molybdène (Cotton et Wilkinson 1980). Dans les eaux naturelles, le molybdène peut exister au degré d'oxydation +4 sous forme de sulfure de molybdène (MoS_2) et au degré d'oxydation +6 sous forme d'anion molybdate (MoO_4^{2-}). Le sulfure de molybdène est très peu soluble dans l'eau et il s'oxyde assez rapidement en molybdates solubles qui sont stables dans les eaux oxygénées (Cotton et Wilkinson 1980).

Dans les eaux naturelles, le molybdène en solution existe surtout sous forme d'anions molybdates (MoO_4^{2-}) et d'anions hydrogénomolybdates ($HMoO_4^-$) (Jones 1957). L'absorption et la coprécipitation de l'anion molybdate par les oxydes hydratés de fer et d'aluminium jouent des rôles primordiaux dans la détermination du devenir du molybdène en milieu aquatique (Allaway 1977). Le molybdène s'adsorbe facilement sur les oxyhydroxides ferriques; l'élimination du molybdène en solution est maximale à pH 3-4, en présence d'un excès de fer correspondant à dix fois la quantité de molybdène (Jones 1957; LeGrande et Runnells 1975). Le molybdène est aussi adsorbé sur les oxydes hydratés d'aluminium. La sorption est maximale à pH 4,8 (Jones 1957), mais la proportion d'aluminium par rapport à celle du molybdène doit être beaucoup plus élevée (LeGrande et Runnells 1975). A un pH supérieur à 5, l'effet de la sorption diminue et le molybdène est presque entièrement dissous dans les eaux naturelles (LeGrande et Runnells 1975). A mesure que le potentiel d'oxydoréduction diminue, la solubilité du molybdène augmente. Une réduction du fer ferrique en fer ferreux, accompagnée d'une dissolution accrue du molybdate ferrique, peut contribuer à augmenter la solubilité à un faible potentiel d'oxydoréduction (Allaway 1977). La capacité de sorption sur des surfaces diminue dans l'ordre suivant: oxyde ferrique > oxyde d'aluminium > halloysite > nontronite > kaolinite (Jones 1957). Des expériences effectuées en laboratoire ont indiqué que la concentration de molybdène libérée dans l'eau dépend aussi de la taille des particules de sédiments; en général, la concentration dans l'eau diminue en même temps que la taille des particules, ce qui indique une meilleure sorption dans l'ensemble. De plus, on a constaté l'existence d'une faible corrélation positive entre la concentration de molybdène et la teneur en matières organiques des sédiments naturels (Runnells et coll. 1977).

On considère que le molybdène est essentiel aux plantes qui fixent de l'azote et dans certains systèmes enzymatiques oxydoréducteurs (Venugopal et Luckey 1978). Dans de l'eau de mer en conditions aérobies, on a trouvé que l'ion sulfate inhibe l'assimilation du molybdène par le phytoplancton (Howarth et Cole 1985). On a trouvé du molybdène dans de nombreux organismes aquatiques comme les algues (0,3-2 $mg \cdot kg^{-1}$), les plantes vasculaires (0,3-5 $mg \cdot kg^{-1}$) et les tissus mous des poissons (1 $mg \cdot kg^{-1}$), dans des eaux douces à faibles concentrations (0,03-10 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Cowgill 1977; Bowen 1979). Les facteurs de concentation étaient de 10^3 dans le plancton d'eau douce et les sédiments (Groth 1971; Wetzel 1975).

6.2.29.5 Bibliographie

Allaway, W.H. 1977. Perspectives on molybdenum in soils and plants. *Dans* Molybdenum in the Environment. Vol. 2. W.R. Chappell and K.K. Petersen (eds.). Marcel Dekker, Inc., New York. pp. 317-339.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, Toronto, Ontario. 333 pp.

Chappell, W.R. 1975. Transport and biological effects of molybdenum in the environment. *Dans* Heavy Metals in the Aquatic Environment. P.A. Krenkel (ed.). Pergamon Press, Oxford. pp. 167-188.

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Cowgill, U.M. 1977. The molybdenum cycle in Linsley Pond, North Branford, Connecticut. *Dans* Molybdenum in the Environment. Vol. 2. W.R. Chappell and K.K. Petersen (eds.). Marcel Dekker, Inc., New York. pp. 705-723.

Doyle, P.J. et K. Fletcher. 1977. Molybdenum content of bedrock, soils and vegetation and the incidence of copper deficiency in cattle in western Manitoba. *Dans* Molybdenum in the Environment. Vol. 2. W.R. Chappell and K.K. Petersen (eds.). Marcel Dekker, Inc., New York. pp. 371-386.

Fong, D.G. 1985. Molybdène. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 40.1-40.12.

Groth, P. 1971. Untersuchungen über einige Spurenlemen. *Dans* Seen. Arch. Hydrobiol. 68: 305-373. (Mentionnée dans Wetzel 1975.)

Howarth, R.W. et J.J. Cole. 1985. Molybdenum availability, nitrogen limitation, and phytoplankton growth in natural waters. Science 229: 653-655.

Jarrell, W.M., A.L. Page et A.A. Elseewi. 1980. Molybdenum in the environment. Residue Rev. 74: 1-43.
Jones, L.H.P. 1957. The solubility of molybdenum in simplified systems and aqueous soil suspensions. J. Soil Sci. 8: 312-327.
LeGrande, G.R. et D.D. Runnells. 1975. Removal of dissolved molybdenum by precipitation of ferric iron. Environ. Sci. Technol. 9: 744-749.
McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Molybdène. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 36-37.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Runnells, D.D., D.S. Kaback et E.M. Thurman. 1977. Geochemistry and sampling of molybdenum in sediments, soils and plants in Colorado. *Dans* Molybdenum in the Environment. Vol. 2. W.R. Chappell and K.K. Petersen (eds.). Marcel Dekker, Inc., New York. pp. 387-423.
Venugopal, B. et T.D. Luckey. 1978. Metal Toxicity in Mammals. Vol. 2. Plenum Press, New York.
Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders and Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.30 Nickel

6.2.30.1 Utilisations et production

Les utilisations du nickel sont basées sur sa résistance à la corrosion, sa résistance mécanique élevée sur un grand intervalle de températures, ses bonnes propriétés d'alliage et son aspect. Le nickel peut être étiré, laminé, forgé et poli (Taylor et coll. 1983).

Le nickel sert principalement à la fabrication d'acier inoxydable, au nickelage et à la préparation d'alliages riches en nickel. Ces derniers sont utilisés dans les industries chimique, navale, électrique, nucléaire et aérospatiale. Le nickel est aussi utilisé comme catalyseur dans les procédés industriels et dans le raffinage du pétrole. Plus récemment, on l'a utilisé dans les centrales nucléaires, dans les turbines à gaz, dans les contenants cryogéniques et dans le matériel de lutte contre la pollution (McNeely et coll. 1980; Taylor et coll. 1983).

Les données canadiennes relatives à la production, à la consommation, aux importations et aux exportations de nickel sont présentées au tableau 6-37.

Tableau 6-37. Production, consommation, importations et exportations de nickel au Canada

Paramètre	Quantité (t)		
	1982	1983	1984
Production	88 581	121 836	174 195
Consommation	6 637	5 015	ND[1]
Importations (minerais de nickel et tous les produits en nickel)	29 145	34 811	22 024
Exportations (minerais de nickel et tous les produits en nickel)	116 156	131 556	132 658

[1] ND = non disponible.

Source: Telewiak 1985.

6.2.30.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le nickel se classe au 23e rang parmi les éléments les plus abondants dans la croûte terrestre où on le retrouve principalement en combinaison avec le soufre, l'arsenic et l'antimoine; sa concentration moyenne dans la croûte terrestre est de 75 $mg \cdot kg^{-1}$ (Taylor 1964). La concentration de nickel varie de 1 $mg \cdot kg^{-1}$ dans le grès (roche sédimentaire), à 160 $mg \cdot kg^{-1}$ dans le basalte et le gabbro, et jusqu'à 2000 $mg \cdot kg^{-1}$ et plus dans les péridotites et les durites (NAS 1975). La plupart du nickel provient de minerais sulfurés comme la pentlandite ($(Fe,Ni)_9S_8$), dans lesquels on le retrouve surtout avec du fer et du cuivre. D'autres gisements nickelifères renferment des minerais d'oxyde, comme la garniérite ($(Ni,Mg)_6[(OH)_6Si_4O_{11}]H_2O$) et la limonite ($(Ni,Fe)O(OH) \cdot nH_2O$). Le gisement de Sudbury (Ontario), qui est l'un des plus importants gisements nickélifères au monde, renferme de la pentlandite (Taylor et coll. 1983). En 1975, 34 % de la production mondiale totale de nickel provenait du Canada. Les minerais arséniés, comme la niccolite (NiAs), la chloanthite ($NiAs_2$) et la gersdorffite (NiAsS), qu'on retrouve aussi au Canada, sont de moindre importance (Nicholls 1973).

Le nickel pénètre dans l'environnement principalement par l'altération des minéraux et des roches par les agents atmosphériques et à la suite des activités de l'homme. L'altération par les agents atmosphériques apporte dans l'environnement aquatique à l'échelle globale quelque 160 000 $t \cdot a^{-1}$ de nickel, dont 7 % environ en solution; le reste se trouve à l'état de particules en suspension. L'activité volcanique constitue l'autre source potentielle d'origine naturelle, mais elle ne serait guère importante si on la compare aux émissions d'origine anthropique (Bertine et Goldberg 1971).

La plupart du nickel d'origine anthropique rejeté dans l'environnement provient de l'utilisation de combustibles fossiles. La concentration de nickel dans le pétrole brut varie de 0,6 $mg \cdot kg^{-1}$ à plus de 300 $mg \cdot kg^{-1}$ (Demayo et coll. 1979). En supposant une consommation globale de pétrole de $2{,}743 \times 10^9$ t (en 1974) et une concentration moyenne de nickel de 10 $mg \cdot kg^{-1}$, la quantité calculée de nickel se chiffre à environ 27 000 t, dont environ 10 % est rejetée dans l'atmosphère (Bertine et Goldberg 1971). En 1974, quelque 22 500 t de nickel provenaient de la combustion de charbon. La quantité totale de nickel rejetée dans l'atmosphère à l'échelle mondiale en 1974 a été évaluée à 5985 t, dont 5151 t ont été rejetées au cours de la combustion de charbon et de pétrole (Sittig 1975).

L'extraction de minerais nickélifères, la fusion et le raffinage des concentrés, la fusion et le moulage des alliages, et l'électroplaquage constituent également des sources importantes de nickel dans l'environnement. Deux échantillons prélevés en 1982 dans une station de prélèvement d'eaux usées industrielles de la base de données NAQUADAT, en Colombie-Britannique, possédaient une concentration de nickel total de moins de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection) (NAQUADAT 1985). Il y a également rejet de nickel au cours de la fabrication d'aliments, de produits de boulangerie, de boissons gazeuses, de sirops d'aromatisation et de crème glacée (Taylor et coll. 1983).

Tableau 6-38. Concentrations de nickel dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<1[1]-3	10	1982
Ouest	1[2]-280	1625	1980-1985
Centre	1[1]-25	1333	1980-1985
Atlantique	1[1]-3	70	1980-1983

[1] Limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (total).
[2] Limite de détection = 2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (total récupérable).

Source: NAQUADAT 1985.

6.2.30.3 Concentrations dans l'environnement

On a trouvé dans les eaux de surface naturelles des concentrations de nickel atteignant parfois 0,10 $mg \cdot L^{-1}$, et on a décelé des concentrations pouvant atteindre 11 $mg \cdot L^{-1}$ dans les régions minières (NAS 1975).

Les concentrations environnementales de nickel dans les eaux de surface au Canada sont données au tableau 6-38.

La concentration de nickel dans les sédiments variait de 1 à 85 $mg \cdot kg^{-1}$ (moyenne de 26 $mg \cdot kg^{-1}$) pour des échantillons prélevés dans la rivière des Outaouais en 1974, et de non décelables à 135 $mg \cdot kg^{-1}$ (moyenne de 22 $mg \cdot kg^{-1}$) pour des échantillons prélevés dans la rivière Rideau (Ottawa). On a trouvé des concentrations beaucoup plus élevées, p. ex. 190-1050 $mg \cdot kg^{-1}$, dans des sédiments lacustres prélevés à proximité de zones d'exploitation minière (argent et cuivre) dans les Territoires du Nord-Ouest (Oliver et Agemian 1974).

Selon des données sur l'eau potable de 233 localités au Canada, la concentration moyenne de nickel varie de 2,9 à 7,2 $\mu g \cdot L^{-1}$. La plupart des eaux souterraines ne renferment pas de nickel (Neri 1976).

6.2.30.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le degré d'oxydation des espèces nickélifères varie de – 1 à + 4 dans les systèmes aqueux; cependant, on retrouve surtout le nickel à l'état bivalent. La chimie du nickel en solution aqueuse est essentiellement celle du cation bivalent (Cotton et Wilkinson 1980). Les halogénures et les autres sels simples du nickel(II) forment un grand nombre de complexes avec des ligands possédant des atomes électrodonneurs d'azote et de phosphore (Nicholls 1973).

Dans les systèmes aqueux, le nickel existe sous forme de sels relativement solubles, associés à des solides en suspension, et en combinaison avec la matière organique. On le retrouve aussi dans les sédiments et dans le biote aquatique (CNRC 1982). En conditions anaérobies et en présence de soufre, il y a formation de sulfures insolubles. Toutefois, en conditions aérobies à un pH inférieur à 9,0, le nickel forme des composés avec l'hydroxyde, le carbonate, le sulfate et des ligands organiques. Il n'existe aucune méthode directe de caractérisation chimique pour le nickel, bien que de nombreuses études de laboratoire utilisant des données d'équilibre aient été réalisées (CNRC 1982). On a étudié la sorption du nickel sur diverses substances, dont les oxydes de fer et de manganèse, ainsi que la silice. En général, à un pH supérieur à 6,0, le nickel est sorbé sur les oxydes de fer et de manganèse, ce qui se traduit par une diminution de la concentration de ses espèces complexes solubles (Richter et Theis 1980). On a montré que le nickel coprécipite avec les oxydes de fer et de manganèse (Lee 1975) et se fixe par sorption sur la matière organique en suspension (Rashid 1974). La concentration du nickel dans les sédiments est habituellement plus élevée que celle dans l'eau; néanmoins, on considère que cet élément est très mobile dans les systèmes aqueux et que la sorption joue un rôle relativement mineur dans l'eau à un pH inférieur à 6,0 (U.S. EPA 1979; CNRC 1982). En conditions aérobies et en présence de microorganismes, il peut y avoir redissolution du nickel contenu dans les sédiments (Stokes et Szokalo 1977).

Rien n'indique que la photolyse ou la volatilisation des composés du nickel joue un rôle important dans l'élimination de cet élément de l'eau (U.S. EPA 1979).

Le nickel est bioaccumulé par certains organismes aquatiques; les facteurs de bioconcentration sont, en général, de l'ordre de 10^2 à 10^4 pour les algues d'eau douce et les macrophytes, et de 10^2 pour le zooplancton, les clams et le poisson (Chapman et coll. 1968; Dietz 1973; Hutchinson et Stokes 1975). Selon des études réalisées sur des organismes d'eau douce, il n'y a pas bioconcentration dans le réseau alimentaire. En général, les facteurs de bioconcentration sont les plus élevés chez les plantes aquatiques, moyens chez les invertébrés et les plus faibles chez le poisson (Hutchinson et coll. 1975). La demi-vie biologique était de 71 j dans le muscle de la truite (*Salmo gairdneri*) (Calamari et coll. 1982).

6.2.30.5 Bibliographie

Bertine, K.K. et E.D. Goldberg. 1971. Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. Science 173: 233-235.

Calamari, D., G.F. Gaggino et G. Pacchetti. 1982. Toxicokinetics of low levels of Cd, Cr, Ni, and their mixture in long-term treatment on *Salmo gairdneri* Rich. Chemosphere 11: 59-70.

Chapman, W.H., H.L. Fisher et M.W. Pratt. 1968. Concentration Factors of Chemical Elements in Edible Aquatic Organisms. Lawrence Radiation Laboratory, Livermore, California. UCRL-50564. 46 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

CNRC. 1982. Effets du nickel sur l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18569. 347 pp.

Demayo, A., E. Brien et K.W. Taylor. 1979. Elemental composition of fossil fuels and their ashes. A review. Rapport inédit. Direction de la qualité des eaux, Environnement Canada, Ottawa.

Dietz, F. 1973. The enrichment of heavy metals in submerged plants. *Dans* 6th Int. Conf. Adv. Water Pollut. Res., 1972, Jerusalem. pp. 53-62. (Mentionnée dans Taylor et coll. 1983.)

Hutchinson, T.C. et P.M. Stokes. 1975. Heavy metal toxicity and algal bioassays. ASTM Spec. Tech. Publ. No. 573. pp. 320-343.

Hutchinson, T.C., A. Fedorenko, J. Fitchko, A. Kuja, J. Van Loon et J. Lichwa. 1975. Movement and compartmentation of nickel and copper in an aquatic ecosystem. *Dans* Environmental Biogeochemistry. Vol. 2. Metals Transfer and Ecological Mass Balances. J.O. Nriagu (ed.). Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan.

Lee, G.F. 1975. Role of hydrous metal oxides in the transport of heavy metals in the environment. *Dans* Heavy Metals in the Aquatic Environment. P.A. Krenkel (ed.). Pergamon Press, Oxford. pp. 137-149.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Nickel. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 37-39.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1975. Nickel. Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants. Division of Medical Sciences, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 277 pp. (Mentionnée dans Taylor et coll. 1983.)

Neri, L.C. 1976. Some data from Canada. *Dans* Hardness of Drinking Water and Public Health. R. Amavis, W.J. Hunter and J.G.P.M. Smeets (eds.). Commission of the European Communities. Pergamon Press, Oxford. pp. 343-347. (Mentionnée dans Taylor et coll. 1983.)

Nicholls, D. 1973. Nickel. *Dans* Comprehensive Inorganic Chemistry. Vol. 3. J.C. Bailar, H.C. Emeléus, Sir Ronald Nyholm and A.F. Trotman-Dickenson (eds.). Pergamon Press, New York. pp. 1109-1161.

Oliver, B.G. et H. Agemian. 1974. Etude complémentaire des concentrations en métaux lourds dans les sédiments des rivières des Outaouais et Rideau. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. Série scientifique nº 37.

Rashid, M.A. 1974. Adsorption of metals on sedimentary and peat humic substances. Chem. Geol. 13: 115-123.

Richter, R.O. et T.L. Theis. 1980. Nickel speciation in a soil water system. *Dans* Nickel in the Environment. J.O. Nriagu (ed.). Wiley Interscience, New York. pp. 189-202.

Sittig, M. 1975. Environmental Sources and Emissions Handbook. Noyes Data Corporation, Park Ridge, New Jersey. (Mentionnée dans Taylor et coll. 1983.)

Stokes, P.M. et A.M. Szokalo. 1977. Sediment-water interchange of copper and nickel in experimental aquaria. Water Pollut. Res. Can. 12: 157-177.

Taylor, M.C., A. Demayo et S.W. Reeder. 1983. Nickel. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Taylor, S.R. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. Geochim. Cosmochim. Acta 28: 1273-1285. (Mentionnée dans Taylor et coll. 1983.)

Telewiak, R.G. 1985. Nickel. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 41.1-41.5.

U.S. EPA. 1979. Nickel. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029a. pp. 15-1 à 15-9.

6.2.31 Oxygène dissous

6.2.31.1 Introduction

Un apport suffisant d'oxygène dissous est essentiel aux processus d'entretien et d'autopurification dans les eaux naturelles et dans les usines d'épuration. Il est possible, en mesurant la teneur en oxygène dissous, d'évaluer les effets des déchets oxydables sur les eaux réceptrices ainsi que l'efficacité du traitement pendant l'oxydation biochimique des résidus. La teneur en oxygène dissous est aussi une mesure de la capacité d'un plan d'eau naturel à entretenir la vie aquatique (Wetzel 1975).

6.2.31.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'oxygène dissous dans l'eau provient soit de l'atmosphère, soit de la photosynthèse par les plantes aquatiques, entre autres le phytoplancton. En gros, 35 % de l'oxygène dissous dans l'eau provient de l'atmosphère. Des processus biologiques de désoxygénation et de réaération règlent la concentration d'oxygène dissous. La décomposition des matières organiques et l'oxydation des déchets inorganiques peuvent réduire la teneur en oxygène dissous, ce qui donne parfois des conditions anaérobies (Wetzel 1975).

6.2.31.3 Concentrations dans l'environnement

Habituellement, la concentration d'oxygène dissous dans les eaux de surface naturelles est inférieure à 10 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980). En Colombie-Britannique, la concentration d'oxygène dissous dépasse normalement 10 $mg \cdot L^{-1}$, soit presque la concentration de saturation à des températures inférieures à 7-15 °C (Buchanan 1985).

Les concentrations d'oxygène dissous dans les eaux de surface au Canada sont données au tableau 6-39.

La teneur en oxygène dissous varie beaucoup selon la saison et la région. Ces variations, qui peuvent être à court ou à long terme, sont le résultat, en partie, de variations de température, d'activité photosynthétique et de débit dans les cours d'eau (Tarzwell et Gaufin 1953).

6.2.31.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'oxygène est un constituant fondamental des eaux naturelles. Il est moyennement soluble dans l'eau. La quantité d'oxygène dissous dans les eaux naturelles varie avec la température, la salinité, la turbulence (mélange des eaux) et la pression atmosphérique (qui diminue avec l'altitude). La solubilité de l'oxygène atmosphérique (c.-à-d. la concentration de saturation) dans l'eau douce varie d'environ 15 $mg \cdot L^{-1}$ à 0 °C, à 8 $mg \cdot L^{-1}$ à 25 °C au niveau de la mer. La concentration de saturation dans l'eau de mer varie de 11 $mg \cdot L^{-1}$ à 0 °C, à 7 $mg \cdot L^{-1}$ à 25 °C (McNeely et coll. 1980). La teneur en oxygène de l'eau diminue au fur et à mesure que la température et la salinité augmentent. L'eau de mer contient environ 20 % moins d'oxygène dissous que l'eau douce (Wetzel 1975; Davis 1976). La stratification horizontale de l'oxygène dissous dans les lacs peut être reliée à des poches de photosynthèse ou de respiration et à la décomposition des matières organiques (Wetzel 1975; Davis 1976; Alabaster et Lloyd 1982).

La respiration bactérienne pendant la décomposition des matières organiques qui se déposent est la principale cause de la désoxygénation de l'eau; son intensité est maximale à l'interface sédiments-eau. La profondeur du lac est un facteur qui influe grandement sur la teneur en oxygène dissous dans l'hypolimnion. Par ailleurs, la respiration végétale et la respiration animale consomment aussi de grandes quantités d'oxygène dissous. De plus, l'oxydation chimique des matières organiques en solution et des rejets d'origine naturelle ou anthropique, utilisables comme substances nutritives, diminue la teneur en oxygène (Wetzel 1975; Davis 1976).

Tableau 6-39. Concentrations d'oxygène dissous dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	0,1[1]-16,2	4531	Avant 1980
Ouest	ND[1,2]-18,4	2409	1980-1985
Centre	ND[1]-17,55	2404	1980-1985
	3[3]-140	716	Avant 1980
Atlantique	2,2[1]-16,8	1774	1980-1985
	1[3]-124	242	Avant 1980

[1] Limite de détection = 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ (dissous).
[2] ND = non décelable.
[3] % de saturation; valeurs calculées d'après la concentration d'oxygène dissous à la température d'échantillonnage.

Source: NAQUADAT 1985.

6.2.31.5 Bibliographie

Alabaster, J.S. et R. Lloyd. 1982. Dissolved oxygen. *Dans* Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 2nd edition. Butterworth Scientific, London. pp. 127-142.

Buchanan, R.J. 1985. Communication personnelle. Water Management Branch, British Columbia Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique).

Davis, J.C. 1976. Exigences et critères relatifs à l'oxygène dissous dans l'eau et leurs particularités à l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 14101. 111 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Oxygène dissous. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 40-41.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Tarzwell, C.M. et A.R. Gaufin. 1953. Some important biological effects of pollution often disregarded in stream surveys. *Dans* Proc. 8th Ind. Waste Conf. Purdue Univ. Eng. Bull. Ser. 83: 295-316. (Mentionnée dans Davis 1976.)

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.32 Phosphore

6.2.32.1 Utilisations et production

Au Canada, environ 75 % des roches phosphatées servent à la production d'engrais, 18 % à la production de phosphore élémentaire, et 6 % à la production de phosphate de calcium. Le phosphore est aussi utilisé pour fabriquer des produits organiques et inorganiques, des savons et des détergents, des pesticides, des insecticides, des alliages, des suppléments alimentaires pour le bétail, des lubrifiants à moteur, des céramiques, des boissons gazeuses, des catalyseurs, des produits photographiques, et des ciments silicatés (Barry 1985). Les polyphosphates sont utilisés pour inhiber l'entartrage et la corrosion dans les réseaux publics d'approvisionnement en eau et dans les chaudières industrielles (Ontario Ministry of the Environment 1981).

La phosphorite, une roche sédimentaire phosphatée, est la principale source de phosphate brut. L'apatite, qui est seconde en importance, existe dans les roches ignées et les roches métamorphiques. Au Canada, les dépôts sont limités et, actuellement, leur exploitation n'est pas rentable. Il s'agit de dépôts d'apatite en Ontario et au Québec, et de dépôts de roches phosphatées sédimentaires dans les montagnes Rocheuses (Barry 1985).

En 1983 et 1984, la production mondiale de roches phosphatées était estimée à $130,8 \times 10^6$ t et 143×10^6 t respectivement. Les exportations mondiales de roches phosphatées étaient de $46,4 \times 10^6$ t et de 48×10^6 t pour ces deux années respectivement (Barry 1985).

Les quantités d'engrais phosphatés vendues au Canada en 1982 1983 et 1983 1984 étaient de 548 381 t et de 600 161 t respectivement. Celles destinées à l'exportation étaient en 1982 1983 et 1983 1984 de 631 574 t et de 670 603 t respectivement. On produit actuellement du phosphore au Québec et à Terre-Neuve (CORPUS Information Services 1985). On donne au tableau 6-40 la production de phosphore ainsi que la consommation, les importations et les exportations de phosphore et de phosphates au Canada.

6.2.32.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le phosphore peut être extrait des roches ignées et d'autres types de roches par lixiviation ou par altération (Wetzel 1975). Les minéraux suivants peuvent libérer du phosphore dans les eaux de surface: fluorapatite ($Ca_5(PO_4)_3F$), hydroxylapatite ($Ca_5(PO_4)_3OH$), strengite ($Fe(PO_4) \cdot 2H_2O$), whitlockite ($Ca_3(PO_4)_2$) et berlinite ($AlPO_4$) (Faust et Aly 1981). La décomposition des matières organiques constitue une autre source de phosphore (CMI 1980; Ontario Ministry of the Environment 1981).

Les effluents domestiques, les effluents industriels et le drainage des sols agricoles fertilisés rejettent du phosphore dans les eaux. On ajoute parfois des phosphates aux approvisionnements en eau pour prévenir l'entartrage, inhiber la corrosion et améliorer sa capacité de lessivage et de nettoyage (McNeely et coll. 1980). Les retombées atmosphériques et l'érosion des sols contribuent aussi au rejet de phosphore dans le milieu aquatique (Wetzel 1975).

6.2.32.3 Concentrations dans l'environnement

Le phosphore est rarement présent en concentrations élevées dans les eaux de surface, car il est absorbé activement par les plantes. Le phosphore, c'est bien connu, est la substance nutritive qui limite les communautés de phytoplancton en eaux douces (CMI 1980). Dans la plupart des eaux de surface naturelles, les concentrations de phosphate sont généralement comprises entre 0,01 et 0,05 $mg \cdot L^{-1}$; cependant, les concentrations de phosphate varient de moins de 0,001 $mg \cdot L^{-1}$ dans les eaux naturelles à plus de 200 $mg \cdot L^{-1}$ dans les lacs salés fermés (Wetzel 1975). Les concentrations de phosphore et de phosphates dans les eaux de surface au Canada sont données au tableau 6-41. Les concentrations varient avec le temps et selon l'endroit. En général, on trouve des concentrations élevées de phosphore dans les lacs drainant des formations sédimentaires riches en roches phosphatées et dans les lacs riches en matières organiques. Dans les régions montagneuses à géomorphologie cristalline, les concentrations de phosphore des eaux naturelles sont généralement plus faibles.

Tableau 6-40. Production de phosphore et consommation, importations et exportations de phosphore et de phosphates au Canada

Paramètre	Composé	Quantité (t) 1982	1983	1984
Production	Phosphore	60 000	61 000	68 000
Consommation	Phosphore	19 600	20 600	21 000
	Roche phosphatée	2 381 671	2 830 000	3 029 000
Importations	Phosphore	1 800	1 400	1 600
	Roche phosphatée	2 511 724	2 662 725	2 593 566
	Phosphate de calcium	18 268	33 179	30 847
	Engrais à teneur normale en superphosphate (≤22 % en P_2O_5)	188	1 368	18
	Engrais à teneur triple en superphosphate (>22 % P_2O_5)	31 947	54 755	30 804
	Engrais phosphatés (groupe non spécifié)	217 693	304 181	198 551
	Phosphate de potassium	1 492	1 729	1 503
	Phosphate trisodique	636	1 013	662
Exportations	Phosphore	42 000	42 000	48 600
	Engrais phosphatés renfermant de l'azote (groupe non spécifié)	272 086	202 514	168 059

Sources: Barry 1985; CORPUS Information Services 1985.

Tableau 6-41. Concentrations de phosphore et de phosphates dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<0,005[1]-0,032	3	Avant 1980
	0,0013[2]-1,76	854	1980-1985
Ouest	0,003[3]-3,0	7324	1980-1985
	0,019[1]-0,49	29	1980-1985
	0,003[2]-3,0	7103	1980-1985
Centre	ND[3,4]-0,6	112	Avant 1980
	0,001[1]-0,21	613	1980-1985
	ND[2]-12,84	3413	1980-1985
Atlantique	0,001[3]-0,037	87	1980-1985
	0,33[1]-0,4	2	Avant 1980
	0,001[2]-4,3	4994	1980-1985

[1] Limite de détection = 0,003 $mg \cdot L^{-1}$ (phosphore inorganique total).
[2] Limite de détection = 0,002 $mg \cdot L^{-1}$ (phosphore total).
[3] Limite de détection = 0,001 $mg \cdot L^{-1}$ (phosphate total).
[4] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

Les eaux souterraines possèdent en moyenne des concentrations de phosphore d'environ 0,02 $mg \cdot L^{-1}$. La teneur en phosphore des précipitations est généralement inférieure à 0,03 $mg \cdot L^{-1}$ dans les régions non polluées par cette substance, mais elle peut dépasser 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ dans les zones urbaines et industrielles (Wetzel 1975).

6.2.32.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

On trouve le phosphore, un non-métal dont les degrés d'oxydation sont de +1, +3 et +5, dans de nombreuses espèces organiques et inorganiques; dans les eaux, il peut exister en solution et sous forme de matières particulaires. On ne trouve pas souvent du phosphore élémentaire dans le milieu naturel; par contre, les eaux naturelles et les eaux usées contiennent des orthosphosphates, des pyrophosphates, des métaphosphates, des polyphosphates et des phosphates organiques. Dans l'eau, les espèces changent continuellement en raison des processus de décomposition et de synthèse entre les espèces organiques et les espèces inorganiques oxydées. Dans l'intervalle de pH allant de 5 à 9, les ions $H_2PO_4^-$ et HPO_4^{2-} sont les principales espèces de phosphate dissoutes dans l'eau. A pH 7, les ions $H_2P_2O_7^{2-}$ et $HP_2O_7^{3-}$ sont les principales espèces de pyrophosphate (Hutchison 1957; Wetzel 1975; Pierrou 1979; NAQUADAT 1985).

Dans le milieu aquatique, on peut trouver le phosphore associé aux matières particulaires dans des organismes, des phases minérales des roches et des sols et à l'état adsorbé sur des matières particulaires organiques ou sur les agrégats macroorganiques. En plus des espèces inorganiques mentionnées ci-dessus, le phosphore inorganique en solution comprend les orthophosphates (PO_4^{3-}), les polyphosphates et les colloïdes organiques ou des colloïdes susceptibles de fixer le phosphore par absorption (Hutchison 1957; Wetzel 1975; Stumm et Morgan 1981).

Le cycle du phosphore dans les eaux naturelles a fait l'objet d'études exhaustives (Hutchison 1957; Wetzel 1975; Pierrou 1979). Ce cycle est influencé par l'échange de phosphore entre les sédiments et les compartiments aqueux. Cet échange dépend de plusieurs facteurs physiques, chimiques et biologiques, dont l'équilibre minéral-eau, la sorption, les interactions d'oxydo-réduction et l'activité des bactéries, des champignons, du plancton et des invertébrés (Hutchison 1957; Wetzel 1975).

Dans les sédiments, le phosphore se présente surtout sous forme d'apatite, de phosphore inorganique autre que l'apatite, de phosphore organique et d'orthophosphate associé aux oxydes ferriques hydratés. En conditions aérobies, le phosphore est surtout associé à la phase sédimentaire. Par contre, en conditions anaérobies, il y a réduction des hydroxydes et des complexes ferriques, et libération de fer ferreux et de phosphore dans la couche d'eau recouvrant les sédiments. Le phosphore peut aussi être mobilisé par de nombreuses bactéries, surtout celles des genres *Pseudomonas*, *Bacterium* et *Chromobacterium*, qui abondent dans les sédiments. L'agitation causée par la turbulence augmente la vitesse de dégagement du phosphore par les sédiments (Wetzel 1975).

Le phosphore est considéré un macroélément nutritif essentiel qui est rapidement accumulé par divers organismes vivants (Wetzel 1975; Pierrou 1979; Bowen 1979). Dans certains plans d'eau, des concentrations élevées de phosphore augmentent la vitesse d'eutrophisation (Wetzel 1975). Dans les algues d'eaux salées, les concentrations de phosphore varient de 2800 à 4000 $mg \cdot kg^{-1}$; elles sont de 18 000 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les poissons. Les concentrations moyennes dans l'eau douce et l'eau salée sont de 0,06 et 0,02 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement (Bowen 1979).

6.2.32.5 Bibliographie

Barry, G.S. 1985. Phosphate. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 44.1-44.20.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London. 333 pp.

CMI. 1980. Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee. Great Lakes Science Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CORPUS Information Services. 1985. Phosphorus (white, red and black element P_4). CPI Product Profile. Don Mills, Ontario.

Faust, S.D. et O.M. Aly. 1981. Chemistry of Natural Waters. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 400 pp.

Hutchinson, G.E. 1957. A Treatise on Limnology. Vol. 1. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley & Sons, New York. 1015 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Phosphore. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 54-55.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Ontario Ministry of the Environment. 1981. Outlines of Analytical Methods: a Guide to the Occurrence, Significance, Sampling and Analysis of Chemical and Microbiological Parameters in Water, Sediment, Soil, Vegetation and Air. Coordinated by Water Quality Section, Laboratory Services Branch, Toronto, Ontario. 280 pp.

Pierrou, U. 1979. The phosphorus cycle: quantitative aspects and the role of man. *Dans* Biogeochemical Cycling of Mineral-forming Elements. P.A. Trudinger and D.J. Swaine (eds.). Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam. pp. 205-210.

Stumm, W. et J.J. Morgan. 1981. Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. John Wiley & Sons, New York. 780 pp.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.33 Plomb

6.2.33.1 Utilisations et production

Au Canada, le plomb est principalement utilisé pour la fabrication d'accumulateurs. La deuxième plus importante utilisation du plomb est la fabrication de composés chimiques et en particulier d'additifs au plomb-alkyle comme le plomb-tétraméthyle et le plomb-tétraéthyle (Peeling 1975). Le plomb et ses composés sont également utilisés en galvanoplastie, en métallurgie, comme matériaux de construction, dans les enduits et colorants, dans l'équipement électronique, dans les plastiques, en médecine vétérinaire, dans les combustibles et dans les écrans de protection contre les rayonnements (Richard et Nriagu 1978; U.S. EPA 1980). Le plomb est également utilisé pour la fabrication de munitions, de contenants pour liquides corrosifs, de peintures, d'articles de verre, de revêtements de réservoirs d'entreposage et pour le transport de matériaux radioactifs ainsi que pour la fabrication de soudure, de tuyaux, de gaines de câbles, de matériaux de toiture et de matériaux d'insonorisation (CNRC 1980; U.S. EPA 1980).

En 1984, les mines canadiennes ont produit 290 000 t de plomb sous forme de concentrés, soit 40 000 t de plus qu'en 1983. La production de plomb affiné de première fusion s'élevait à 173 000 t, soit 5000 t de moins qu'en 1983. La production de plomb de seconde fusion est passée de 79 000 t à 58 000 t en 1983 (Bigauskas 1985). En 1982, le Canada se plaçait au troisième rang des pays non socialistes pour la capacité et la production de ses usines de plomb affiné de première et de seconde fusion, derrière les Etats-Unis et l'Australie (Bigauskas 1985).

Les principaux producteurs canadiens de minerai sont installés en Colombie-Britannique (84 186 t), au Nouveau-Brunswick (73 250 t) et dans les Territoires du Nord-Ouest (88 355 t) (Bigauskas 1985), tandis que les seules installations d'affinage du plomb sont situées en Colombie-Britannique et au Nouveau-Brunswick (Demayo et coll. 1980).

En 1980, la consommation canadienne de plomb s'élevait à 57 772 t pour la fabrication d'accumulateurs et d'oxydes pour accumulateurs, et à 21 544 t pour les autres utilisations en chimie comme la fabrication de céruse, de minium de litharge, de plomb de tétraméthyle et de plomb de tétraéthyle, etc. Cela se compare à une consommation totale de 106 836 t pour la même année (Bigauskas 1982).

6.2.33.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le plomb est un constituant majeur de plus de 200 minéraux identifiés dont la plupart sont très rares. Plusieurs d'entre eux sont toutefois assez abondants pour former des gisements. Le plus abondant est la galène (PbS) et les autres sont l'anglésite ($PbSO_4$), la cérusite ($PbCO_3$) (U.S. EPA 1979), la crocoïte et la morphite (Santé et Bien-être social Canada 1982). Les principales sources de ces minéraux sont les roches ignées, métamorphiques et sédimentaires (Santé et Bien-être social Canada 1982; Crabtree 1985); les minerais commerciaux présentent des concentrations de plomb de l'ordre de 30 à 80 $g \cdot kg^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

La principale voie naturelle par laquelle le plomb est libéré dans l'environnement est l'altération des minerais sulfurés et en particulier de la galène. On a estimé que de 152 000 à 162 000 t de plomb sont libérées annuellement par l'altération à l'échelle du globe (Demayo et coll. 1980). Le plomb métallique et les minéraux de plomb communs sont presque insolubles (U.S. EPA 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982). On a estimé qu'approximativement un sixième des matériaux altérés pénètrent dans l'environnement sous forme dissoute, et le reste, en association avec les matières en suspension (Eriksson 1960).

Les apports anthropiques de plomb dans l'environnement dépassent de beaucoup ceux provenant de toutes les sources naturelles. Le plomb atteint l'environnement aquatique par les précipitations, les retombées de poussières de plomb, le ruissellement dans les rues ainsi que par les déversements

industriels et municipaux d'eaux usées (U.S. EPA 1976; Jaques 1985). En 1982, un échantillon prélevé par une station d'échantillonnage des eaux usées industrielles de la NAQUADAT en Colombie-Britannique présentait une concentration totale de plomb de 170 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 50 $\mu g \cdot L^{-1}$) (NAQUADAT 1985). L'extraction, le traitement et la fusion du plomb et des métaux associés au plomb comme le zinc, le cuivre, l'argent, l'arsenic et l'antimoine, ainsi que la combustion de combustibles fossiles rejettent du plomb dans les écosystèmes aquatiques à un taux supérieur au taux normal attribuable à l'altération (U.S. EPA 1979; CMI 1980). Par exemple, les apports anthropiques de plomb dans les océans sont d'environ 10 fois supérieurs à ceux attribuables à l'altération naturelle (McNeely et coll. 1980). Au total, on a estimé à 562 t les déversements canadiens de plomb dans les effluents en 1982; ils se répartissent comme suit: extraction et traitement, 49 t (9 %); fusion et affinage, 29 t (5 %); fabrication de produits chimiques, 37 t (7 %); usines de pâtes et papiers, 9 t (2 %); égouts municipaux, 412 t (73 %); autres sources, 27 t (5 %) (Jaques 1985).

Au total, les émissions anthropiques de plomb ont été évaluées à 11 466 t en 1982 . On a estimé que les véhicules à moteur utilisant de l'essence en dégageaient 7000 t, soit 61 % du total des émissions. Les émissions en provenance des fonderies de cuivre et de nickel étaient estimées à 1706 t en 1982, soit 15 % du total des émissions. Également en 1982, l'extraction, le traitement et la concentration de minerais plombifères dégageaient 964 t, soit 8 % du total des émissions, et la production de fer et d'acier de première fusion en rejetait 600 t, soit 5 % du total des émissions. Les autres 4 % des émissions étaient attribuables à diverses autres sources. Il y a eu diminution globale de 21 % des émissions de plomb depuis 1978, principalement en raison d'une réduction de l'utilisation de l'essence au plomb et de l'amélioration des mesures de dépollution dans l'industrie (Jaques 1985). Les apports en plomb attribuables aux précipitations dans le bassin des Grands lacs varient de 9 à 20 $mg \cdot m^{-2}$ par année, mais dans des régions très contaminées au Canada, on a enregistré des apports dépassant 6000 $mg \cdot m^{-2}$ par année (CMI 1980).

6.2.33.3 Concentrations dans l'environnement

D'après sa concentration dans la croûte terrestre (roches ignées), qui a été estimée à 12,5 $mg \cdot kg^{-1}$, le plomb se classe au 36e rang parmi les éléments chimiques pour ce qui est de l'abondance (Taylor 1964). D'autres estimations établissent la concentration moyenne de plomb à 15-16 $mg \cdot kg^{-1}$ (de Treville 1964; Lovering 1976). On a estimé que les roches sédimentaires en renferment 7 $mg \cdot kg^{-1}$ (grès), 20 $mg \cdot kg^{-1}$ (argile litée) et 9 $mg \cdot kg^{-1}$ (calcaire) respectivement (Turekian et Wedepohl 1961).

Les concentrations de plomb dissous dans les eaux naturelles de surface sont généralement faibles. Les sulfures, les sulfates, les oxydes, les carbonates et les hydroxydes de plomb sont presque insolubles, tandis que l'on considère que les carbonates et les hydroxydes imposent une limite supérieure à la concentration de plomb que l'on peut trouver dans les lacs, les cours d'eau et les eaux souterraines (Hem et Durum 1973). On a estimé que la concentration moyenne globale de plomb dans les lacs et les cours d'eau varie entre 1,0 et 10,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Livingstone 1963). On a signalé, dans les eaux au large des Grands lacs, des concentrations atteignant 100 $\mu g \cdot L^{-1}$; toutefois, des données récentes suggèrent que ces concentrations se rapprochent plutôt de moins de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (CMI 1980).

Dans des échantillons d'eau prélevés dans des cours d'eau et des lacs entre 1972 et 1977 au Canada, les concentrations de plomb dissous variaient de moins de 1,0 à ~50,0 $\mu g \cdot L^{-1}$, et les concentrations de plomb extractible, de moins de 1,0 à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT 1978). Lors d'un relevé intensif portant sur la qualité de l'eau de la rivière Niagara, on a mesuré des concentrations variant de non décelables à 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le plomb dissous et de non décelables à 7,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le plomb total (Chan 1977). Les concentrations de plomb dans les Grands lacs variaient de 1 à 12 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Weiler et Chawla 1969). L'eau de lacs échantillonnés dans la région de Sudbury présentait un intervalle de concentrations de plomb de 27 à 103 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Stokes et coll. 1973).

Le plomb s'est accumulé dans les sédiments des Grands lacs à un taux supérieur à celui attribuable à l'altération et à l'érosion normales depuis l'arrivée des premiers colons (Nriagu et coll. 1979). Les concentrations moyennes de plomb dans la zone de dépôt (en eau profonde, où le déplacement de l'eau est relativement lent) des Grands lacs varient de 60 à 154 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) (CMI 1977a). On a constaté que l'intervalle de concentrations dans les sédiments de la rivière des Outaouais était de 9 à 314 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) (Oliver et Agemian 1974). Les sédiments d'un cours d'eau de montagne à Burnaby (C.-B.) (terrain découvert et résidentiel) présentaient un intervalle de concentrations de plomb de 4 à 63,2 $mg \cdot kg^{-1}$ (Hall et Fletcher 1974).

Le tableau 6-42 présente les concentrations de plomb dans les eaux de surface au Canada.

Au Canada, la concentration de plomb dans l'eau du robinet est généralement faible et s'établit en moyenne à 7,6 $\mu g \cdot L^{-1}$; 98 % des 266 stations d'échantillonnage des eaux domestiques de la base de données NAQUADAT signalaient des concentrations de plomb de 50 $\mu g \cdot L^{-1}$ ou moins (NAQUADAT 1976). On a décelé des concentrations de plomb atteignant 2600 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau du robinet distribuée par une tuyauterie en plomb après l'interruption de la consommation pendant la nuit (Wang et Berrang 1976).

6.2.33.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Plusieurs degrés d'oxydation du plomb sont possibles: 0, +1, +2 et +4; tous, à l'exception peut-être du Pb(I), sont importants dans l'environnement (U.S. EPA 1979; Demayo et coll. 1980). Dans la plus grande partie de l'environnement à l'état naturel, l'espèce bivalente, Pb(II) est l'espèce ionique stable (U.S. EPA 1979). Dans l'environnement aquatique, le plomb peut former des complexes avec des ligands organiques pour donner des composés solubles, colloïdaux et particulaires. On ne connaît pas la nature exacte de ces ligands, mais on sait que le plomb peut être sorbé par les acides humiques (Corrin et Natusch 1977).

La caractérisation chimique des composés du plomb dans l'eau est complexe et dépend d'une multitude de facteurs modificateurs comme le pH, l'oxygène dissous et la présence

Tableau 6-42. Concentrations de plomb dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	1-4	12	1980-1984
Ouest	1-772	1848	1980-1983
Centre	1-46	1495	1980-1984
Atlantique	1-41	229	1980-1983

[1] Limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (total).
[2] Limite de détection = 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ (total récupérable).

Source: NAQUADAT 1985.

simultanée de composés inorganiques et organiques. Une partie importante de l'information sur la caractérisation des composés du plomb a été obtenue dans le cadre d'études de modélisation. La solubilité des composés du plomb est le mécanisme de contrôle le plus important; les sulfures, les sulfates, les oxydes, les carbonates et les hydroxydes de plomb sont insolubles (Hem et Durum 1973).

Le plomb soluble, à l'état naturel, à l'état de composés produits dans l'industrie ou à l'état de composés résultant de la photolyse (U.S. EPA 1979) des composés atmosphériques du plomb (p. ex. halogénures de plomb), est éliminé de la solution par association avec des sédiments et des matières particulaires en suspension comme la matière organique, les oxydes hydratés et les argiles (Leland et coll. 1974). Les calculs de solubilité indiquent que dans de l'eau contenant du plomb, du gaz carbonique et du soufre, la solubilité du plomb est très faible (moins de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ à des pH de 8,5-11) et qu'elle est également faible dans les milieux fortement réducteurs à pH faible (pH ~ 2). A des pH compris entre 6 et 8, la solubilité du plomb est une fonction complexe du pH et du CO_2 dissous. A pH constant, la solubilité du plomb diminue à mesure que s'élève l'alcalinité. A des pH inférieurs à 6,5, la solubilité du plomb augmente. Par exemple, elle peut atteindre 0,33 $\mu g \cdot L^{-1}$ à un pH de 6,5 et à une alcalinité d'approximativement 25 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Hem 1976). Aux faibles concentrations de plomb caractéristiques de l'environnement aquatique, la plus grande partie du plomb dissous peut former des complexes avec des ligands organiques (Ramamoorthy et Kushner 1975).

La sorption est le mécanisme dominant qui contrôle la répartition du plomb dans l'environnement aquatique. En présence de suspensions d'argile à des pH de 5-7, la plus grande partie du plomb précipite et est sorbée, probablement sous forme d'hydroxydes relativement peu solubles. A des pH inférieurs à environ 5-6, la formation d'espèces cationiques stables peut empêcher la formation d'hydroxydes (Farrah et Pickering 1977).

Il n'y a aucun indice à l'effet que la photolyse des composés du plomb joue un rôle important dans l'élimination du plomb de l'eau; elle constitue toutefois un important processus dans l'atmosphère. Les produits ultimes de la photodégradation des composés organiques atmosphériques du plomb sont les oxydes et les halogénures de plomb qui pénètrent dans l'environnement aquatique par dépôt direct ou avec le ruissellement en surface (Hirschler et Gilbert 1964).

Le plomb-tétraméthyle, qui peut être produit biologiquement et chimiquement dans les sédiments anaérobies, est volatil (Wong et coll. 1975). Toutefois, dans les eaux aérobies recouvrant des sédiments réducteurs, on s'attend que le plomb-tétraméthyle dégagé par les sédiments ne soit pas stable. Par conséquent, la volatilisation n'est pas considérée comme un processus d'élimination important (U.S. EPA 1979).

Il y a bioaccumulation du plomb par les organismes aquatiques incluant les bactéries benthiques (Patrick et Loutit 1976), les plantes d'eau douce, les invertébrés et le poisson (Chapman et coll. 1968). Pour ces organismes, les facteurs de bioconcentration en poids humide variaient de 20 à 360 (Chapman et coll. 1968; Keeney et coll. 1976; Patrick et Loutit 1976). On a signalé un facteur de concentration supérieur à 10^6 chez le phytoplancton du district d'English Lake (Denny et Welsh 1979). On a constaté que le crapet-soleil (*Lepomis gibbosus*) accumule le plomb principalement dans les tissus des branchies, du foie et des nageoires et que l'accumulation est moindre dans le tissu musculaire. La même étude a également indiqué que le poisson maintenu à un pH de 6.0 accumulait trois fois plus de plomb que le poisson maintenu à un pH de 7,5 (Merlini et Pozzi 1977). La diminution du pH accroît la disponibilité du plomb bivalent, l'espèce que l'on croit principalement accumulée par le biote aquatique (U.S. EPA 1979). Dans les régions des Grands lacs où il y a contamination locale, p. ex. dans le port de Toronto, les concentrations de plomb dans les tissus du poisson étaient de 1,78 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Brown et Chow 1975). Ailleurs dans les Grands lacs, les concentrations de plomb dans les tissus musculaires étaient uniformes et s'établissaient à moins de 0,5 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Uthe et Bligh 1971; CMI 1977b), sauf dans le fleuve Saint-Laurent près de Maitland où des déversements de plomb organique par une usine de production de plomb-tétraméthyle produisaient des concentrations élevées de plomb chez plusieurs espèces de poissons faisant partie des prises commerciales et sportives. Cette usine est maintenant fermée et on s'attend que les concentrations de plomb dans les tissus du poisson diminuent rapidement (Crabtree 1985). Les études de microcosme indiquent que le plomb n'est pas bioamplifié (Lu et coll. 1985).

6.2.33.5 Bibliographie

Bigauskas, J. 1984. Plomb. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1982. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. Rapport sur les minéraux nº 32.

Bigauskas, J. 1985. Lead. Can. Min. J. 106(2): 54.

Brown, J.R. et L.Y. Chow. 1975. The comparison of heavy metals in fish samples taken from Baie du Dore, Lake Huron and Toronto Harbour, Lake Ontario. Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment, Toronto, Ontario.

Chan, C.H. 1977. Water Quality Surveys on the Niagara River – 1974. Direction de la qualité des eaux, région de l'Ontario, Pêches et Environnement Canada, Burlington (Ontario). Série de rapports nº 48.

Chapman, W.H., H.L. Fisher et M.W. Pratt. 1968. Concentration Factors of Chemical Elements in Edible Aquatic Organisms. Lawrence Radiation Laboratory, Livermore, California. UCRL-50564. 46 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

CMI. 1977a. Annual Progress Report of the International Reference Group on Great Lakes Pollution from Land Use Activities. Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1977b. The Waters of Lake Huron and Lake Superior. Vol. III. Parts A and B. Rapport présenté au Upper Lakes Reference Group. Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1980. Lead. *Dans* Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee. Great Lakes Science Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). pp. 63-113.
CNRC. 1980. Effets du plomb dans l'environnement. Aspects quantitatifs. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16737. 853 pp.
Corrin, M.L. et D.F.S. Natusch. 1977. Physical and chemical characteristics of environmental lead. *Dans* Lead in the Environment. W.R. Boggess and B.G. Wixson (eds.). Prepared for the National Science Foundation. NSF RA-770214. pp. 7-31.
Crabtree, P. 1985. Communication personnelle. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto (Ontario).
Demayo, A., M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1980. Lead. *Dans* Guidelines for Surface Water Quality. Vol. 1. Inorganic Chemical Substances. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Denny, P. et R.P. Welsh. 1979. Lead accumulation in plankton blooms from Ullswater, the English Lake District. Environ. Pollut. 18: 335-346.
de Treville, R.T.P. 1964. Natural occurrence of lead. Arch. Environ. Health 8: 212-221. (Mentionnée dans Santé et Bien-être Social Canada 1982.)
Eriksson, E. 1960. The yearly circulation of chloride and sulfur in nature: meteorological, geochemical and pedological implications. Part II. Tellus 12: 63-109. (Mentionnée dans Demayo et coll. 1980.)
Farrah, H. et W.F. Pickering. 1977. Influence of clay-solute interactions on aqueous heavy metal ion levels. Water Air Soil Pollut. 8: 189-197.
Hall, K.J. et K. Fletcher. 1974. Trace metal pollution from a metropolitan area: sources and accumulation in the lower Fraser River and estuary. *Dans* Proc. Int. Conf. on Transport of Persistent Chemicals in Aquatic Ecosystems, May 1-3, Ottawa. pp. I-83 à I-87.
Hem, J.D. 1976. Inorganic chemistry of lead in water. *Dans* Lead in the Environment. T.G. Lovering (ed.). U.S. Geol. Surv. Prof. Pap. 957. Washington, D.C. pp. 5-11. (Mentionnée dans Demayo et coll. 1980.)
Hem, J.D. et W.H. Durum. 1973. Solubility and occurrence of lead in surface water. J. Am. Water Works Assoc. 65: 562-568.
Hirschler, A. et L.F. Gilbert. 1964. Nature of lead in automobile exhaust gas. Arch. Environ. Health 8: 297-313.
Jaques, A.P. 1985. Inventaire national des sources et des rejets de plomb (1982). Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa. 40 pp.
Keeney, W.L., W.G. Breck, G.W. Van Loon et J.A. Pag. 1976. The determination of trace metals in *Cladophora glomerata* as a potential biological monitor. Water Res. 10: 981-984.
Leland, H.V., S.S. Shukla et N.F. Shimp. 1974. Factors affecting distribution of lead and other trace elements in sediments of southern Lake Michigan. *Dans* Trace Metals and Metal-Organic Interactions in Natural Waters. P.C. Singer (ed.). Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. (Mentionnée dans Santé et Bien-être Social Canada 1982.)
Livingstone, D.A. 1963. Data of Geochemistry. 6th edition. Chapter of Chemical Composition of Rivers and Lakes. U.S. Geol. Surv. Prof. Pap. 440. (Mentionnée dans OMS 1978.)
Lovering, T.G. (ed.). 1976. Lead in the Environment. U.S. Geol. Surv. Prof. Pap. 957. Washington, D.C.
Lu, P.-Y., R.L. Metcalf, R. Furman, R. Vogel et J. Hassett. 1975. Model ecosystem studies of lead and cadmium and of urban sewage sludge containing these elements. J. Environ. Qual. 4: 505-509.
McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Plomb. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 56.
Merlini, M. et A. Pozzi. 1977. Lead and freshwater fishes. Part 1. Lead accumulation and water pH. Environ. Pollut. 12: 168-172.
NAQUADAT. 1976. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
NAQUADAT. 1978. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Nriagu, J.O., A.L.W. Kemp, H.K.T. Wong et N. Harper. 1979. Sedimentary record of heavy metal pollution in Lake Erie. Geochim. Cosmochim. Acta 43: 247-258.
Oliver, B.G. et H. Agemian. 1974. Further Studies on the Heavy Metal Levels in Ottawa and Rideau River Sediments. Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. Sci. Ser. pp. 1-10.
OMS. 1978. Critères d'hygiène de l'environnement. Vol. 3. Plomb. Organisation mondiale de la santé, Genève.
Patrick, F.M. et M. Loutit. 1976. Passage of metals in effluents, through bacteria to higher organisms. Water Res. 10: 333-335.
Peeling, G.R. 1975. Lead. *Dans* Canadian Minerals Yearbook 1974. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.
Ramamoorthy, S. et D.J. Kushner. 1975. Heavy metal binding components of river water. J. Fish. Res. Board Can. 32: 1755-1766.
Richard, D.T. et J.O. Nriagu. 1978. Aqueous environmental chemistry of lead. *Dans* The Biogeochemistry of Lead in the Environment. Part A. J.O. Nriagu (ed.). Elsevier/North-Holland, New York.
Santé et Bien-être social Canada. 1982. Plomb. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 487-510.
Stokes, P.M., T.C. Hutchinson et K. Krauter. 1973. Heavy metal tolerance in algae isolated from polluted lakes near the Sudbury, Ontario smelters. Water Pollut. Res. Can. 8: 178-201.
Taylor, S.R. 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. Geochim. Cosmochim. Acta 28: 1273-1285.
Turekian, K.K. et K.H. Wedepohl. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Geol. Soc. Am. Bull. 72: 175-192. (Mentionnée dans Demayo et coll. 1980.)
U.S. EPA. 1976. Quality Criteria for Water. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/9-76/023. pp. 82-94.
U.S. EPA. 1979. Lead. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 13-1 à 13-19.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Lead. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-057.
Uthe, J.F. et E.G. Bligh. 1971. Preliminary survey of heavy metal contamination of Canadian freshwater fish. J. Fish. Res. Board Can. 28: 786-788.
Weiler, R.R. et V.R. Chawla. 1969. Dissolved mineral quality of Great Lakes waters. *Dans* Proc. 12th Conf. on Great Lakes Res., May 5-7, Ann Arbor, Michigan. pp. 801-818.
Wong, C.S. et P. Berrang. 1976. Contamination of tap water by lead pipe and solder. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 15: 530-534.
Wong, P.T.S., Y.K. Chau et P.L. Luxon. 1975. Methylation of lead in the environment. Nature (London) 253: 263-264.

6.2.34 Potassium

6.2.34.1 Utilisations et production

Les composés du potassium sont largement utilisés pour la production d'engrais; environ 95 % de toute la production de chlorure de potassium est utilisée à cette fin. Le chlorure de potassium et ses dérivés, le nitrate de potassium, le carbonate de potassium, l'hydroxyde de potassium et le chlorate de potassium, servent aussi à la fabrication d'allumettes, de co-

Tableau 6-43. Production, consommation, importations et exportations de chlorure de potassium, d'hydroxyde de potassium et de sulfate de potassium au Canada

Paramètre	Composé	Quantité (t)		
		1982	1983	1984
Production	Chlorure de potassium (en équivalent de K_2O)	5 351 786	5 929 567	7 500 000
	Hydroxyde de potassium (potasse caustique)	6 100	6 700	7 500
	Sulfate de potassium[1]	—	—	—
Consommation	Chlorure de potassium	380 500	384 300	435 800
	Hydroxyde de potassium	7 900	8 200	8 800
	Sulfate de potassium	71 500	65 300	62 800
Importations	Chlorure de potassium	1 881	2 277	1 609
	Sulfate de potassium	77 000	62 300	60 800
	Engrais potassiques (groupe non spécifié)	57 650	47 367	7 650
	Carbonate de potassium	1 113	1 555	1 529
	Hydroxyde de potassium	3 407	2 936	1 811
	Nitrate de potassium	2 444	4 343	2 653
	Phosphate de potassium	1 492	1 729	1 503
	Silicates de potassium	686	813	535
Exportations	Chlorure de potassium	7 221 493	8 963 834	8 214 829
	Hydroxyde de potassium[2]	—	—	—
	Sulfate de potassium[2]	—	—	—

[1] La production de sulfate de potassium est prévue pour la mi-1985 alors que 4000 t seront produites.
[2] Aucune exportation.

Sources: Barry 1985; CORPUS Information Services 1985.

lorants de cuve, de verrerie, de porcelaine, de produits pharmaceutiques, de caoutchouc synthétique, de savons et de détergents, de pellicules photographiques, d'agents de salaison pour les viandes, de fumigants et d'insecticides (CNRC 1977).

Au Canada, le chlorure de potassium est produit exclusivement en Saskatchewan, même si le Nouveau-Brunswick en produit de très faibles quantités. Le minerai affiné (KCl) s'appelle chlorure de potassium, muriate de potassium ou potasse (CNRC 1977). La production mondiale de potasse était de 28 547 t en 1984. Le Canada se situe au deuxième rang parmi les producteurs de potasse, avec 27 % de la production mondiale, soit légèrement moins que l'U.R.S.S. qui en a produit 31,5 % (Barry 1985).

Le tableau 6-43 donne la production, la consommation, les importations et les exportations de chlorure de potassium, d'hydroxyde de potassium et de sulfate de potassium pour le Canada.

6.2.34.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

De nombreuses roches contiennent du potassium, mais celles qui en renferment des quantités importantes résistent à l'altération (p. ex. le granite). Les roches évaporatiques contenant de grandes quantités de potassium ne sont guère fréquentes. Le feldspath, les feldspathoïdes, les micas et les minéraux argileux contiennent tous des quantités appréciables de potassium; ils constituent donc des sources naturelles potentielles de potassium dans l'eau. Comme les sels de potassium sont largement utilisés dans l'industrie et, surtout, en agriculture, ils peuvent être introduits dans le milieu aquatique avec les effluents industriels et les eaux de lixiviation des sols potassiques. Il n'existe aucune donnée sur les quantités de chlorure de potassium rejetées dans l'environnement à partir des engrais (CNRC 1977; Bowen 1979).

6.2.34.3 Concentrations dans l'environnement

Bien que le potassium constitue environ 2,5 % de la croûte terrestre et qu'il soit l'un des principaux métaux alcalins dans l'eau, il est présent à une concentration de seulement quelques milligrammes par litre dans l'eau (McNeely et coll. 1980).

Les concentrations de potassium dans les eaux de surface naturelles atteignent rarement 20 $mg \cdot L^{-1}$ et sont généralement inférieures à 10 $mg \cdot L^{-1}$. Les concentrations de potassium dans les eaux de surface au Canada sont données au tableau 6-44. Le rapport sodium:potassium dans les eaux naturelles varie de 2:1 à 3:1 et la proportion de sodium augmente avec la somme des concentrations de sodium et de potassium. Les concentrations de potassium atteignent parfois 100 $mg \cdot L^{-1}$ dans les sources chaudes et 25 000 $mg \cdot L^{-1}$ dans les saumures (McNeely et coll. 1980).

La teneur totale en potassium de la plupart des sols est d'environ 1-2 %, ce qui est inférieur à sa concentration

Tableau 6-44. Concentrations de potassium dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	ND[1,2]-9,3	1465	1980-1985
Ouest	0,032-33,0	2930	1980-1985
Centre	ND[2]-7	3636	1980-1985
Atlantique	0,26[3]-1,52	7	Avant 1980
	0,01-32,0	9212	1980-1985

[1] ND = non décelable.
[2] Limite de détection = 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ (dissous).
[3] Limite de détection = 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ (total).

Source: NAQUADAT 1985.

moyenne dans les roches ignées, mais supérieur à celle dans certaines roches sédimentaires. Une faible proportion du potassium est échangeable et existe sous forme de sels solubles (CNRC 1977).

6.2.34.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Dans l'eau, la potasse existe surtout sous forme ionique. Les sels de potassium sont très solubles dans l'eau et sont rarement hydratés. Il existe peu de réactions de précipitation de l'ion aqueux. L'ion potassium forme des complexes peu stables avec des anions simples et ne donne aucun complexe avec tous les ligands monodentés neutres. Par contre, il participe à des réactions d'échange ionique (Cotton et Wilkinson 1980; Faust et Aly 1981). Le potassium extrait naturellement des minéraux n'augmente pas la solubilisation. (Par contre, le sodium reste en solution.) Le potassium est plutôt incorporé rapidement dans de nouvelles structures minérales (McNeely et coll. 1980). Par exemple, la vermiculite, un minéral argileux, a une affinité spéciale pour l'ion potassium qui est d'abord adsorbé, puis piégé efficacement dans la structure stratifiée du minéral ("fixation du potassium"), ce qui l'empêche d'interagir directement avec le milieu environnant (NAS 1977).

Le potassium est une substance nutritive essentielle pour les plantes et les animaux; il s'accumule donc rapidement. Les concentrations moyennes de potassium dans l'eau douce et dans l'eau salée sont de 2,2 et de 399 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement. Comparativement, les teneurs en potassium des divers organismes sont beaucoup plus élevées (p. ex. végétation terrestre: 5000-34 000 $mg \cdot kg^{-1}$; plantes comestibles: 1000-68 000 $mg \cdot kg^{-1}$; algues marines: 32 000-52 000 $mg \cdot kg^{-1}$; poissons d'eau salée: 15 000 $mg \cdot kg^{-1}$; os de mammifères: 2100 $mg \cdot kg^{-1}$; muscles de mammifères: 16 000 $mg \cdot kg^{-1}$) (Bowen 1979).

6.2.34.5 Bibliographie

Barry, G.S. 1985. Potasse. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 48.1-48.17.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London. 333 pp.

CNRC. 1977. Les effets des halogénures alcalins dans l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 15020. 171 pp.

CORPUS Information Services. 1985. Potash (potassium chloride; muriate). Potassium hydroxide (caustic potash). Potassium sulfate (including sulfate of potash magnesia). CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. A Comprehensive Text. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Faust, S.D. et O.M. Aly. 1981. Chemistry of Natural Waters. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 400 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Potassium. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures. Environnement Canada, Ottawa. p. 57.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1977. Drinking Water and Health. Committee on Safe Drinking Water. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 939 pp.

6.2.35 Sélénium

6.2.35.1 Utilisations et production

Le sélénium est utilisé dans une grande variété d'industries manufacturières, dont l'électronique, la métallurgie, le verre et les céramiques, les pigments et les produits chimiques et pharmaceutiques. Au Canada, le sélénium sert principalement à la fabrication du verre (73 %) (Wood 1975; Demayo et coll. 1983). Le tableau 6-45 donne l'utilisation du sélénium.

La concentration de sélénium dans les minéraux est trop faible pour que l'extraction soit rentable (Santé et Bien-être social Canada 1982). La plupart du sélénium destiné à des fins industrielles et commerciales est produit à partir des boues d'affinage électrolytique du cuivre et des poussières des fonderies de cuivre et de plomb. La production de sélénium est donc liée à la production de cuivre affiné et à la proportion de sélénium récupéré (Cranstone 1984). Les principaux producteurs de sélénium sont le Canada, les Etats-Unis et le Japon. En 1981, les usines canadiennes d'affinage de sélénium en ont produit 350 t sous toutes ses formes; la même année, la consommation au pays s'élevait à 9,4 t. Le Canada exporte la plus grande partie de sa production aux Etats-Unis (163,2 t en 1981) et en Grande-Bretagne (64,6 t en 1981) (Cranstone 1984). En 1984, 354 t de sélénium furent produites au Canada, les principales provinces productrices étant l'Ontario (224 t), le Manitoba (68 t) et le Québec (51 t) (Energie, Mines et Ressources Canada 1985).

6.2.35.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le sélénium est largement distribué dans la croûte terrestre où sa concentration moyenne est de 0,09 $mg \cdot kg^{-1}$ (Stahl 1969). Dans les eaux, il existe naturellement à l'état de traces produites par des processus géochimiques, comme l'altération des roches et l'érosion des sols (Santé et Bien-être social Canada 1982), ou par l'activité volcanique (NAS 1976; Marier et Jaworski 1983). On évalue à 7200 t la quantité de sélénium produit par altération des roches et qui pénètre chaque année dans l'environnement à l'échelle globale (Bertine et Goldberg 1971). Selon une autre étude, environ 80 % du sélénium en

Tableau 6-45. Utilisations de certains composés inorganiques du sélénium

Composé	Utilisations
Séléniure d'aluminium, Al_2Se_3	Préparation de séléniure d'hydrogène; semi-conducteurs
Sélénite d'ammonium, $(NH_4)_2SeO_3$	Fabrication de verre rouge; réactif pour les alcaloïdes
Hémiséléniure d'arsenic, AS_2Se	Fabrication de verre
Séléniure de bismuth, Bi_2Se_3	Semiconducteurs
Séléniure de cadmium, CdSe	Photoconducteurs, semi-conducteurs, cellules photo-électriques et redresseurs, luminophores
Séléniure de calcium, CaSe	Émetteurs d'électrons
Séléniate cuivrique, $CuSeO_4$	Coloration en noir du cuivre et des alliages de cuivre
Séléniure cuivrique, CuSe	Catalyseur pour digestion selon la méthode de Kjeldahl; semi-conducteurs
Séléniure d'indium, InSe	Semi-conducteurs
Séléniate de potassium, K_2SeO_4	Réactif
Disulfure de sélénium, SeS_2	Médicaments contre l'eczéma et les infections fongiques chez le chien et le chat; agent antipelliculaire dans les shampooings destinés aux humains; habituellement utilisé en mélange avec le monosulfure
Hexafluorure de sélénium, SeF_6	Diélectrique gazeux
Monosulfure de sélénium, SeS	Produit topique contre l'eczéma, les infections fongiques, la démodécie, les morsures de puces chez les petits animaux; habituellement utilisé en mélange avec le disulfure
Dioxyde de sélénium, SeO_2	Fabrication d'autres composés de sélénium; réactif pour alcaloïdes
Séléniate de sodium, Na_2SeO_4	Agent thérapeutique en médecine vétérinaire
Sélénite de sodium, Na_2SeO_3	Élimination de la couleur verte du verre pendant sa fabrication; agent thérapeutique en médecine vétérinaire

Source: NAS 1976.

solution dans les océans proviendrait des rivières, et 20 %, des sédiments en suspension (Kharkar et coll. 1968). Il existe peu de renseignements sur la quantité de sélénium pénétrant dans l'environnement à l'échelle globale par suite de l'activité volcanique (Demayo et coll. 1983).

On considère que l'activité volcanique est la principale source de sélénium dans les régions séléniféres (Lakin et Davidson 1967; NAS 1976; Wilber 1980; Marier et Jaworski 1983). Le sélénium est souvent présent en quantités importantes dans les dépôts de soufre natif et dans les minerais sulfurés de métaux lourds (Luttrell 1959; Davidson 1960; U.S. EPA 1980); on en trouve aussi dans le charbon (0,1-5 $\mu g \cdot g^{-1}$) (Demayo et coll. 1979) et dans le pétrole (<6-2200 $\mu g \cdot L^{-1}$) (NAS 1976; Demayo et coll. 1983).

Bien que la principale source de sélénium dans l'environnement soit l'altération des roches et des sols (Rosenfeld et Beath 1964), les activités anthropiques à l'échelle mondiale en libèrent environ 3500 $t \cdot a^{-1}$ (U.S. EPA 1975). Des études ont montré que les concentrations de sélénium les plus faibles se rencontrent dans les plans d'eau géographiquement isolés des centres urbains importants (Traversy et coll. 1975). Parmi les sources anthropiques de sélénium dans l'eau, on compte les effluents des usines d'affinage du cuivre et du plomb et, probablement, les eaux usées municipales (NAS 1976; CMI 1981; Santé et Bien-être social Canada 1982; Demayo et coll. 1983).

Selon certains indices, les émissions atmosphériques produites par l'utilisation de combustibles fossiles peuvent rejeter du sélénium dans les eaux naturelles (Copeland 1970; Traversy et coll. 1975; Santé et Bien-être social Canada 1982). Les émissions atmosphériques de sélénium d'origine industrielle sont faibles (360 t) (NAS 1976). En 1970, la combustion de charbon produisait environ 62 %, estime-t-on, de toutes les émissions industrielles de sélénium à l'échelle mondiale, tandis que l'extraction, la fusion et l'affinage en rejetaient 26 %. Le reste des émissions provenait de la combustion de pétrole et des procédés industriels utilisant du sélénium (U.S. EPA 1972; NAS 1976; Marier et Jaworski 1983). Selon une étude, les émissions annuelles totales de sélénium d'origine anthropique à l'échelle mondiale (combustion de charbon et de pétrole et rejets industriels) sont d'environ 5400 t (Demayo et coll. 1983).

Les données les plus récentes sur les émissions dans l'environnement canadien ont été publiées en 1973. Cette année-là, on a évalué à 179,2 t les émissions atmosphériques totales de sélénium au Canada. L'industrie du cuivre et du nickel de première fusion en était la principale source avec des rejets de 89,7 t, soit 50,2 % du total. La combustion de charbon en produisait 24,9 %, soit 46,6 t, et le traitement du sélénium (usines d'affinage du cuivre) en rejetait un autre 18,5 %, soit 33,1 t. L'Ontario est à l'origine de 55 % de toutes les émissions atmosphériques de sélénium au Canada (Nadon et Sheffield 1977).

6.2.35.3 Concentrations dans l'environnement

La concentration de sélénium dans les eaux des Grands lacs varie de 0,01 à 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Hodson et coll. 1983), alors que la concentration moyenne dans les cours d'eau du bassin des Grands lacs est de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$, la limite supérieure étant de 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Traversy et coll. 1975). L'eau salée renferme $0,09 \pm 0,03$ $\mu g \cdot L^{-1}$ de sélénium (Lakin et Davidson 1967). La teneur plus élevée en sélénium de certaines eaux douces par rapport à celle de l'eau salée est probablement le résultat d'un contact plus étroit avec des roches et des sols riches en sel (Marier et Jaworski 1983). Dans le bassin des Grands lacs, la concentration moyenne de sélénium dans l'eau de pluie et dans l'eau provenant de la fonte de la neige varie de moins de 0,1 à 0,8 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Traversy et coll. 1975). Bien que les eaux d'infiltration provenant de dépôts séléniféres puissent être responsables de concentrations aussi élevées que 400 $\mu g \cdot L^{-1}$, dans la plupart des régions, les eaux de surface en contiennent moins de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Lakin et Davidson 1967). Dans les sédiments des Grands lacs, les concentrations sont normalement inférieures à 1 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids sec) (CMI 1981). Le tableau 6-46 donne les concentrations de sélénium dans les eaux de surface au Canada.

Tableau 6-46. Concentrations de sélénium dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	0,1-0,2	19	Avant 1980
Centre	0,1-4	139	1980-1981
Atlantique	<0,5-1	35	1980

[1] Limite de détection = 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

Les données sur les concentrations de sélénium dans l'eau potable au Canada sont limitées aux résultats d'une étude effectuée en 1975 au Manitoba. Sur 120 stations d'échantillonnage, 112 signalaient des concentrations de sélénium inférieures à 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ et aucune ne signalait une concentration dépassant 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982). Le tableau 6-47 résume les concentrations de sélénium dans les tissus de divers organismes provenant des Grands lacs. La presque totalité d'un certain nombre d'espèces de poissons, représentant 438 spécimens, pêchées dans les eaux de l'Etat de New York, en renfermaient moins de 1 $\mu g.g^{-1}$ (poids humide) (Pakkala et coll. 1972).

6.2.35.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le comportement chimique du sélénium ressemble à celui du soufre et du tellure (U.S. EPA 1979). Dans le milieu naturel, le sélénium a quatre degrés d'oxydation: 0; −2, ion séléniure (Se(II)); +4, oxyanion sélénite (SeO_3^{2-}); et +6, oxyanion séléniate (SeO_4^{2-}) (U.S. EPA 1979, 1980; Shamberger 1981; Santé et Bien-être social Canada 1982). Aux divers degrés d'oxydation du sélénium correspondent différentes propriétés chimiques qui influent sur son déplacement dans le milieu aquatique (U.S. EPA 1979). Les séléniures inorganiques et organiques sont insolubles ou se décomposent rapidement, en conditions aérobies, pour donner du sélénium élémentaire insoluble dans l'eau (U.S. EPA 1979, 1980). Cette espèce est considérée inerte et semble constituer un des principaux modes d'élimination du sélénium dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979, 1980). Les espèces de sélénium dissoutes dans le milieu aquatique sont surtout les sélénites et les séléniates (U.S. EPA 1979, 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982). Dans l'eau à un pH de 3,5-9,0, le sélénite dissous est présent surtout sous forme de bisélénite (U.S. EPA 1979). Les sélénites ont une affinité pour le sesquioxyde de fer et le sesquioxyde d'aluminium avec lesquels ils forment des complexes stables (U.S. EPA 1980). La plupart des sélénites sont moins solubles dans l'eau que les séléniates; plus particulièrement, les sélénites ferriques sont insolubles et constituent donc un mode efficace d'élimination des sélénites de l'eau (U.S. EPA 1979). En conditions acides et réductrices, les sélénites sont réduits en sélénium élémentaire qui est ensuite éliminé de l'eau (NAS 1976; U.S. EPA 1980). Des conditions alcalines et oxydantes favorisent la formation de séléniates et en augmentent la stabilité; ces substances, qui ne sont pas hautement complexées par les sesquioxydes, sont solubles et facilement disponibles pour les organismes aquatiques (NAS 1976; U.S. EPA 1979, 1980).

Tableau 6-47. Concentrations de sélénium dans les tissus d'organismes provenant des Grand lacs

Organisme tissus	Année	Concentration ($\mu g \cdot g^{-1}$)
Phytoplancton	1980	0,76–3,4 (poids sec)
Zooplancton	1973, 1980	1,6–4,8 (poids sec)
Poissons (14 espèces)	1973, 1974, 1980	100–1550 (poids humide)
Goéland argenté	1977	
oeufs (33 échantillons)		<0,4–1,3 (poids humide)
foie, adulte (17 échantillons)		0,31 ± 0,114[1] (poids humide)
plumes, adulte (17 échantillons)		2,60 ± 1,22[1] (poids humide)

[1] Ecart type.

Source: CMI 1981.

En eaux douces, la demi-vie du sélénium avant précipitation sur les sédiments est de 25 à 50 j (CMI 1981). Il est évident cependant que, pour précipiter, le sélénium doit entrer en contact avec les matières solides en suspension et dans le lit du cours d'eau; il ne semble toutefois pas que le type de sédiment influe sur l'élimination de cet élément de l'eau (Rudd et coll. 1980).

Le sélénium peut être méthylé par plusieurs organismes, dont la microflore benthique (Stadtman 1974; Chau et coll. 1976). Il y a alors production de séléniure de diméthyle et de diséléniure de diméthyle qui peuvent être volatilisés, ce qui élimine du sélénium de l'eau (U.S. EPA 1979).

On retrouve du sélénium à l'état de traces dans la plupart des tissus végétaux et animaux (Underwood 1971). Cet élément est essentiel à certaines plantes et à certains microbes ainsi qu'à tous les vertébrés (Bowen 1979). Il existe très peu de données quantitatives sur la bioaccumulation du sélénium dans les organismes aquatiques. On a signalé des facteurs de concentration de 800 pour les plantes d'eau douce (Chapman et coll. 1968), et de 8-400 pour les invertébrés et les poissons d'eau douce (Chapman et coll. 1968; Hodson et coll. 1980). L'élimination du sélénium semble lente: par exemple, chez la carpe (*Cyprinus carpio* L.), le sélénium a une demi-vie biologique d'environ 28 j (Sato et coll 1980). En ce qui a trait à la bioconcentration et à la toxicité, c'est le sélénium absorbé avec les aliments, plutôt que le sélénium présent dans l'eau, qui constituerait la plus importante source de cet élément dans beaucoup d'organismes d'eau douce; cependant, cet élément est peu bioamplifié (Sandholm et coll. 1973; Hilton et coll. 1980; U.S. EPA 1980).

6.2.35.5 Bibliographie

Bertine, K.K. et E.D. Goldberg. 1971. Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. Science 173: 233-235.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, New York. 333 pp.

Chapman, W.H., H.L. Fisher et M.W. Pratt. 1968. Concentration Factors of Chemical Elements in Edible Aquatic Organisms. Lawrence Radiation Laboratory, Livermore, California. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

Chau, Y.K., P.T.S. Wong, B.A. Silverberg, P.L. Luxon et G.A. Bengert. 1976. Methylation of selenium in the aquatic environment. Science 192: 1130-1131.

CMI. 1981. Selenium. *Dans* Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee. Great Lakes Science Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Copeland, R. 1970. Selenium: the unknown pollutant. Limnos 3: 7-9.
Cranstone, D.A. 1984. Sélénium et tellure. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1982. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.
Davidson, D.F. 1960. Selenium in Some Epithermal Deposits of Antimony, Mercury, and Silver and Gold. U.S. Geol. Surv. Bull. No. 1112-A. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
Demayo, A., E. Brien et K.W. Taylor. 1979. Elemental Composition of Fossil Fuels and Their Ashes. A Review. Rapport inédit. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Demayo, A., M.C. Taylor et S.W. Reeder. 1983. Le sélénium. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Energie, Mines et Ressources Canada. 1985. Canadian Mineral Production 1983 and 1984. Can. Min. J. 106(2): 26-27.
Hilton, J.W., P.V. Hodson et S.J. Slinger. 1980. The requirement and toxicity of selenium in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). J. Nutr. 110: 2527-2535.
Hodson, P.V., D.J. Spry et B.R. Blunt. 1980. Effects on rainbow trout (*Salmo gairdneri*) of a chronic exposure to waterborne selenium. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 233-240.
Hodson, P.V., D.M. Whittle et D. Hallett. 1983. Selenium Contamination of the Great Lakes and its Potential Effects on Aquatic Biota. Rapport manuscrit. Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario).
Kharkar, D.P., K.K. Turekian et K.K. Bertine. 1968. Stream supply of dissolved silver, molybdenum, antimony, selenium, chromium, cobalt, rubidium and cesium to the oceans. Geochim. Cosmochim. Acta 32: 285-288.
Lakin, H.W. et D.F. Davidson. 1967. The relation of the geochemistry of selenium to its occurrence in soils. *Dans* 1st Int. Symp. on Selenium in Biomedicine. O.H. Muth (ed.). AVI Publ. Co., Westport, Connecticut. 445 pp. (Mentionnée dans Marier et Jaworski 1983.)
Luttrell, G.W. 1959. Annotated Bibliography on the Geology of Selenium. U.S. Geol. Surv. Bull. No. 1019-M. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
Marier, J.R. et J.F. Jaworski. 1983. Interactions du sélénium avec d'autres éléments. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 20644. 85 pp.
Nadon, B. et A. Sheffield. 1977. Inventaire national des sources et des émissions de sélénium (1973). Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa. Rapport nº SPE 3-AP-77-8F.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
NAS. 1976. Selenium. Committee on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 203 pp.
Pakkala, I.S., W.H. Gutenmann, D.J. Lisk, G.E. Burdick et E.J. Harris. 1972. A survey of the selenium content of fish from 49 New York State waters. Pestic. Monit. J. 6: 107-114.
Rosenfeld, I. et O.A. Beath. 1964. Selenium: Geobotany, Biochemistry, Toxicology and Nutrition. Academic Press, New York.
Rudd, J.W.M., M.A. Turner, B.E. Townsend, A. Swick et A. Furutani. 1980. Dynamics of selenium in mercury-contaminated experimental freshwater ecosystems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 848-857.
Sandholm, M., H.E. Oksanen et L. Pesonen. 1973. Uptake of selenium by aquatic organisms. Limnol. Oceanogr. 18: 496-499.
Santé et Bien-être social Canada. 1982. Sélénium. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 511-522.
Sato, T., Y. Ose et T. Sakai. 1980. Toxicological effect of selenium on fish. Environ. Pollut. 21A: 217-224.
Shamberger, R.J. 1981. Selenium in the environment. Sci. Total Environ. 17: 59-74.
Stadtman, T.C. 1974. Selenium biochemistry. Science 183: 915-922.
Stahl, Q.R. 1969. Air Pollution Aspects of Selenium and its Compounds. Litton Systems Inc., Maryland. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)
Traversy, W.J., P.D. Goulden, Y.M. Sheikh et J.R. Leacock. 1975. Levels of Arsenic and Selenium in the Great Lakes Region. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. Sci. Ser. nº 58.
Underwood, E.J. 1971. Trace Elements in Human and Animal Nutrition. 3rd edition. Academic Press, New York.
U.S. EPA. 1972. National Inventory of Sources and Emissions. Barium, Boron, Copper, Selenium and Zinc. Section IV. Office of Air Programs, U.S. Environmental Protection Agency, Contract No. 68-02-0100. Leawood, Kansas. 50 pp.
U.S. EPA. 1975. Selenium. *Dans* Preliminary Investigation of Effects on the Environment of Boron, Indium, Nickel, Selenium, Tin, Vanadium and Their Compounds. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
U.S. EPA. 1979. Selenium. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029a. pp. 16-1 à 16-13.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Selenium. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440 5-80-070.
Wilber, C.G. 1980. Toxicology of selenium – A review. Clin. Toxicol. 17: 171-230.
Wood, G.E. 1975. Selenium and tellurium. *Dans* Canadian Minerals Yearbook 1974. Direction de ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.

6.2.36 Silicium

6.2.36.1 Utilisations et production

Le silicium est utilisé dans les alliages à base d'aluminium, comme matériau de base pour la plupart des semi-conducteurs, ainsi que pour la fabrication des silicones utilisées pour la production de pétrole et pour la fabrication de nombreux produits dont les résines de caoutchouc synthétique, les plastomères, les agents antimousse et les lubrifiants (Phillips 1985).

L'utilisation de silice (silicium oxydé) en poterie remonte aux premiers temps de l'histoire de l'humanité et elle est utilisée dans le verre depuis 12 000 av. J.-C. environ. Dans l'industrie, son utilisation remonte au début des années 1800 (Kuck 1980). La silice est utilisée pour le décapage au sable, dans le sable de fonderie, dans le verre en feuille et le verre à contenant, dans les fibres de verre, dans les abrasifs artificiels et dans les fondants métallurgiques (Boucher 1985).

L'industrie du fer et de l'acier est le plus important utilisateur de ferrosilicium, qui sert principalement comme désoxydant dans l'acier en fusion (Phillips 1985). Le point de fusion du silicium pur est de 1413 °C; il se dissout facilement dans les métaux en fusion (Kuck 1980). On utilise également le silicomanganèse, le silicocalcium et le silicochrome. Le tiers de la production canadienne de ferrosilicium est utilisé pour la fabrication d'acier au carbone. L'acier inoxydable et les aciers élaborés au four électrique renferment respectivement 10 et 20 $kg \cdot t^{-1}$ d'acier en moyenne (Phillips 1985).

La silice est extraite de gisements de quartz dans un certain nombre de provinces, le Québec et l'Ontario étant les deux plus importants producteurs. La plus grande partie de la silice

Tableau 6-48. Production, consommation, importations et exportations de silice au Canada

Paramètre	Composé	Quantité (t) 1982	1983
Production	Quartz et sable siliceux	1 797 000	2 303 431
Consommation	Quartz et sable siliceux	2 623 263	ND[1]
Importations	Sable siliceux	788 768	982 662
	Silex ou quartz cristallisé	241	271
	Brique réfractaire et formes analogues	2 984	3 027
Exportations	Quartzite	65 333	103 960

[1] ND = non disponible.

Source: Boucher 1985.

Tableau 6-49. Production, consommation, importations et exportations de ferrosilicium au Canada

Paramètre	Quantité (t) 1982	1983	1984
Production	77 089	95 737	90 000
Consommation	46 122	50 022	60 000
Importations	9 860	13 079	ND[1]
Exportations	40 827	45 715	ND[1]

[1] ND = non disponible.

Source: Phillips 1985.

Tableau 6-50. Concentrations de silicium et de silice dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	0,3[1]-25,4	1481	1980-1985
Ouest	ND[2,3]-11,7	1104	Avant 1980
	0,05[1]-40	2901	
Centre	ND[1]-12	3897	1980-1985
Atlantique	0,01[1]-24	8006	1980-1985

[1] Limite de détection = 0,02 $mg \cdot L^{-1}$ (silice réactive).
[2] ND = non décelable.
[3] La limite de détection n'est pas précisée (solution ortho. silicate).

Source: NAQUADAT 1985.

importée au Canada provient de la région des Etats-Unis située près des Grands lacs (Boucher 1985).

Pour 1984, on estime à 2 624 002 t la production canadienne de quartz et de sable siliceux. Le Canada importait 767 582 t de sable siliceux des Etats-Unis et exportait 73 565 t de quartzite principalement aux Etats-Unis (Boucher 1985). La production, la consommation, les importations et les exportations de silice au Canada sont présentées au tableau 6-48.

On produit du silicium métallique, du ferrosilicium et du carbure de silicium à partir de minerais de silice, au Québec et dans le sud de l'Ontario. Les gisements de silice (SiO_2) constituent les principales sources commerciales de silicium (Phillips 1985). Une seule mine produisait du silicium métallique (25 000 t) au Canada en 1983 et en 1984 (Phillips 1985). La production, la consommation, les importations et les exportations de ferrosilicium au Canada sont présentées au tableau 6-49.

6.2.36.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le silicium (Si) est le deuxième élément le plus abondant de la croûte terrestre. Le terme "silice" désigne le silicium dans les eaux naturelles qui prend généralement la forme de l'oxyde hydraté, soit le H_4SiO_4 ou $Si(OH)_4$, c.-à-d. l'acide silicique (Faust et Aly 1981). La silice est présente dans la plupart des roches, mais un grand nombre d'entre elles résistent à l'altération chimique (Faust et Aly 1981). Le quartz cristallin (SiO_2) est un constituant majeur d'un grand nombre de roches ignées et des grains de grès. Les principales sources de silice dans l'eau sont les feldspaths, les micas et les minéraux argileux ou les silicates d'aluminium hydratés (Faust et Aly 1981). La plupart des sources de silice sont naturelles, mais parmi les sources anthropiques, mentionnons la fluoration de l'eau potable et l'utilisation d'aérosols (McNeely et coll. 1980).

6.2.36.3 Concentrations dans l'environnement

La plupart des eaux naturelles renferment moins de 5 $mg \cdot L^{-1}$ de silice, mais il n'est pas rare de relever des concentrations de 1 à 30 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980). D'une manière caractéristique, les eaux de surface au Canada présentent des concentrations de silice de 3 à 4 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980). Les concentrations de silicium et de silice dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-50. Les eaux souterraines, et en particulier les eaux de sources chaudes, peuvent en renfermer jusqu'à 65 $mg \cdot L^{-1}$, et les eaux s'écoulant dans les roches volcaniques peuvent présenter des concentrations de silice dépassant 100 $mg \cdot L^{-1}$. Dans les eaux saumâtres et salées, les concentrations de silice peuvent varier de 1000 à 4000 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980).

6.2.36.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le silicium est un élément chimique stable et relativement léger; il n'existe pas à l'état libre dans la nature, mais est combiné à l'oxygène et à d'autres éléments qui forment des silicates (Kuck 1980). Le silicium possède les degrés d'oxydation 0, +2, +3 et +4, les espèces tétravalentes étant les plus stables dans l'environnement aquatique. Le silicium tétravalent se présente principalement sous forme de silicate insoluble (SiO_2) en équilibre avec l'acide silicique (H_4SiO_4). L'acide silicique est présent en petites quantités dans les eaux neutres et légèrement alcalines et reste non ionisé jusqu'à pH 9. Dans des conditions alcalines, la silice devient plus soluble en raison de la formation de silicates monomères et polymères (Stumm et Morgan 1981; Drever 1982).

Dans les eaux douces naturelles, on trouve le silicium sous forme dissoute (H_4SiO_4) et sous forme de particules en suspension à l'état amorphe ou déposées dans les sédiments. Sous forme particulaire, il est associé à la matière biotique, en

particulier aux diatomées et aux autres organismes qui ont besoin de silicium, ainsi qu'aux matières particulaires inorganiques et aux complexes organiques. La formation de complexes silicatés avec des oxydes de fer et d'aluminium élimine efficacement le silicium de l'eau aux pH supérieurs à 7. Par ailleurs, la solubilité est accrue par les composés humiques et par la formation de complexes de silicates de fer et d'aluminium-acides humiques (Wetzel 1975). Les eaux interstitielles sont enrichies en silice dissoute (acide silicique); les concentrations augmentent aux pH inférieurs à 7, diminuent à des pH compris entre 7 et 9 et augmentent de façon significative à des pH supérieurs à 9. Les concentrations augmentent également à température élevée à l'intérieur de l'intervalle d'intérêt en limnologie (Wetzel 1975).

Quoique chimiquement non réactif, le silicium est considéré comme un microélément nutritif essentiel pour les diatomées; par conséquent, les concentrations de silicium dans les eaux douces peuvent être grandement influencés par le cycle des diatomées. Les diatomées peuvent assimiler de grandes quantités de silicium lors de la synthèse des structures cellulaires du frustule et, par conséquent, on observe fréquemment des variations importantes au niveau des répartitions saisonnières et spatiales du silicium dans les plans d'eau (Hutchinson 1957; Wetzel 1975). Par comparaison avec la précipitation et la sédimentation abiotiques, l'assimilation par les diatomées et la sédimentation ultérieure sont les mécanismes prédominants de l'élimination du silicium de l'eau.

6.2.36.5 Bibliographie

Boucher, M.A. 1985. Silice. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 51.1 à 51.8.

Drever, J.I. 1982. The Geochemistry of Natural Waters. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey. 388 pp.

Faust, S.D. et O.M. Aly. 1981. Chemistry of Natural Waters. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 400 pp.

Hutchinson, G.E. 1957. A Treatise in Limnology. Vol. I. Geography, Physics, and Chemistry. John Wiley & Sons, New York. 1015 pp.

Kuck, P.H. 1980. Silicon. *Dans* Mineral Facts and Problems. U.S. Department of the Interior, Bur. Mines Bull. 671.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Silice. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 62-63.

NAQUADAT 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Phillips, D. 1985. Silicium, ferrosilicium, carbure de silicium et alumine fondue. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 53.1 à 53.8.

Stumm, W. et J.J. Morgan. 1981. Aquatic Chemistry. 2nd edition. Wiley-Interscience, John Wiley & Sons, New York. 780 pp.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.37 Sodium

6.2.37.1 Utilisations et production

Le sodium est produit au Canada principalement sous forme de chlorure de sodium (sel ou halite) et de sulfate de sodium (salignon) (Ontario Ministry of the Environment 1981; Santé et Bien-être social Canada 1982; Barry 1985; Prud'homme 1985). Le sulfate de sodium est utilisé principalement dans les industries des pâtes et papiers, du verre et de la laine de verre, et du savon. On utilise des quantités moindres de sulfate de sodium pour la fabrication de pigments, de colorants et de produits chimiques médicinaux et industriels, pour la fusion des métaux de base et comme supplément minéral dans la nourriture des animaux (Ontario Ministry of the Environment 1981; Santé et Bien-être social Canada 1982; Barry 1985).

On présente au tableau 6-51 la consommation canadienne de chlorure de sodium et de sulfate de sodium. Le chlorure de sodium est également utilisé pour la production de soude caustique, de chlore et de carbonate, de chlorate, de chlorite, de bicarbonate et d'hypochlorite de sodium (Santé et Bien-être social Canada 1982; Prud'homme 1985). Il est de plus utilisé par les industries des aliments, de l'abattage et de l'emballage des viandes, des produits laitiers, de la pêche, des céréales et du brassage de la bière (Prud'homme 1985). Certains adoucisseurs d'eau commerciaux utilisent aussi du sodium (Ontario Ministry of the Environment 1981).

La production, les importations et les exportations de sel (chlorure de sodium), de sulfate de sodium et de phosphates de sodium au Canada sont présentées au tableau 6-52.

6.2.37.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le sodium se classe au 6e rang parmi les éléments les plus abondants de la croûte terrestre dont il constitue 2,6 % (Ontario Ministry of the Environment 1981). Toutes les eaux naturelles renferment du sodium (McNeely et coll. 1980; Ontario Ministry of the Environment 1981). L'eau qui est en contact avec des roches ignées constitue une source naturelle de sodium, mais l'altération des gisements de sel est la source principale de cet élément dans l'environnement aquatique (Ontario Ministry of the Environment 1981). Les principaux minéraux renfermant du sodium sont les feldspaths sodiques, les minéraux feldspathoïdes et évaporitiques comme l'halite (NaCl), la thénardite (Na_2SO_4) (Faust et Aly 1981).

Le lessivage des sols à forte teneur en sodium peut entraîner des concentrations accrues dans les eaux souterraines et peut-être augmenter la salinité des rivières et des cours d'eau. La plupart des sols renferment 0,1-1 % de sodium, principalement sous forme de minéraux silicatés comme les amphiboles et les feldspaths (Bowser et coll. 1962).

Environ 25-50 % du sel utilisé pour déglacer les routes pénètre dans les eaux souterraines, ce qui, ajouté aux concentrations accrues résultant du ruissellement sur les sols, peut entraîner des concentrations élevées dans les approvisionnements en eau (McConnell et Lewis 1972). Des concentrations élevées dans les eaux de surface peuvent également être attribuables aux eaux d'égout et aux effluents industriels, aux intrusions d'eau de mer dans les régions côtières et à l'utilisation de composés du sodium pour limiter la corrosion et pour adoucir l'eau. L'utilisation d'hypochlorite de sodium pour la désinfection et de fluorure de sodium pour la fluoration de l'eau dans le but de lutter contre la carie dentaire peut également provoquer l'introduction de plus petites quantités de

Tableau 6-51. Consommation de sel (chlorure de sodium) et de sulfate de sodium au Canada

Composé/utilisation	Quantité (t)			
	1980	1981	1982	1983
Sel				
Déglaçage des routes	2 472 849	3 001 260	3 088 315	2 712 088
Produits chimiques industriels	2 974 520	3 234 020	2 966 218	3 495 000
Pêches	65 000	68 000	83 000	64 000
Industrie des aliments				
Transformation des fruits et des légumes	20 619	19 168	18 008	22 300
Boulangeries	15 017	14 079	13 746	16 300
Produits de la pêche	24 296	33 983	33 582	35 200
Produits laitiers	13 056	10 740	10 447	12 900
Biscuits	1 892	2 022	2 082	2 600
Transformation d'aliments divers	46 587	24 874	22 680	36 000
Moulins à céréales	77 412	67 036	63 899	79 000
Abattoirs et salaisons	45 611	44 725	37 347	49 000
Usines de pâtes et papiers	28 980	25 344	38 939	35 200
Tanneries	7 346	9 964	7 708	9 500
Textiles divers	2 924	2 664	2 871	3 400
Brasseries	294	352	279	300
Autres industries manufacturières	8 732	10 492	7 923	10 300
Total	5 805 135	6 568 723	6 397 044	6 583 088
Sulfate de sodium				
Pâtes et papiers	ND[1]	158 927	142 281	141 172
Savons	ND	40 855	38 437	40 219
Verre	ND	ND	ND	9 551
Laine de verre	ND	12 001	11 286	ND
Colorants, pigments, suppléments dans la nourriture des animaux, etc.	ND	4 515	3 337	676
Total	ND	216 298	195 341	191 618

[1] ND = non disponible.

Sources: Barry 1985; Prud'homme 1985.

Tableau 6-52. Production, importations et exportations de sel (chlorure de sodium), de sulfate de sodium et de phosphates de sodium au Canada

Paramètre	Composé	Quantité (t)		
		1982	1983	1984
Production	Chlorure de sodium	7 972 644	8 591 000	10 294 000[1]
	Sulfate de sodium	547 000	453 939	386 600
	Phosphates de sodium	55 000	56 500	59 500
Importations	Sel, humide en vrac	372 536	277 834	368 217
	Sel de table	8 877	8 277	7 351
	Sel (groupe non précisé)	1 145 466	528 139	399 606
	Sel et saumure	1 526 879	814 250	775 174
	Salignon (sulfate de sodium) et sel de Glauber	17 293	22 479	16 229
	Phosphates de sodium	4 600	5 500	6 900
Exportations	Sel et saumure	1 721 893	1 914 629	1 870 750
	Sulfate de sodium brut	367 924	265 752	170 799
	Phosphates de sodium	6 000	6 000	5 600

[1] Energie, Mines et Ressources Canada 1985.

Sources: Barry 1985; Prud'homme 1985; CORPUS Information Services 1985.

sodium dans l'environnement aquatique (Santé et Bien-être social Canada 1982).

6.2.37.3 Concentrations dans l'environnement

Les concentrations de sodium dans les eaux naturelles sont très variables et peuvent aller de moins de 1 $mg \cdot L^{-1}$ jusqu'à 10^5 $mg \cdot L^{-1}$ dans les saumures (McNeely et coll. 1980; Ontario Ministry of the Environment 1981), selon la source de sodium, les conditions hydrologiques et géologiques régionales et locales, le temps de l'année et les modes d'utilisation du sel (Santé et Bien-être social Canada 1982). Au Canada, les gisements souterrains de sel en Saskatchewan, en Alberta, en Nouvelle-Ecosse et dans le sud-ouest de l'Ontario ainsi que les saumures présentes naturellement dans les lacs du

sud de l'Alberta et de la Saskatchewan sont des sources importantes de sodium (Prud'homme 1985).

On a estimé que la concentration moyenne de sodium s'établit à 9 $mg \cdot L^{-1}$ dans les cours d'eau en Amérique du Nord (Altman et Dittmer 1966). Les concentrations de sodium dans les Grands lacs varient d'une moyenne de 1,3 $mg \cdot L^{-1}$ dans le lac Supérieur à environ 12-13 $mg \cdot L^{-1}$ dans le lac Ontario (Dobson 1967; Weiler et Chawla 1969). Cet écart résulte d'un apport plus élevé en sodium d'origine industrielle et utilisé pour déglacer les routes. Les concentrations de sodium dans les Grands lacs en aval du lac Huron augmentent régulièrement avec le temps (CMI 1969). La région de l'Atlantique est la seule pour laquelle la base de données NAQUADAT signale les concentrations de sodium total; celles-ci étaient de 2,7-5,9 $mg \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ pour le sodium total) d'après 7 échantillons prélevés avant 1980 (NAQUADAT 1985).

Les concentrations de sodium dans les eaux souterraines sont un peu plus élevées que celles dans les eaux de surface. Dans les eaux souterraines, elles varient de 6 à 130 $mg \cdot L^{-1}$, mais elles seront plus élevées dans des sols salins (Bond et Straub 1973). L'eau de mer renferme des concentrations de sodium d'environ 10 500 $mg \cdot L^{-1}$. Dans les saumures, les concentrations peuvent varier de 25 à 100 $g \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980).

6.2.37.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le sodium est présent dans toutes les eaux de surface sous forme d'ions (Wetzel 1975). Presque tous les sels de sodium sont facilement dissous dans l'eau et ont tendance à rester en solution. La plupart des sels de sodium étant très solubles dans l'eau, il n'y a aucune réaction importante de précipitation ou d'adsorption de l'ion aqueux (Cotton et Wilkinson 1980).

Le sodium est essentiel à certains microorganismes, à certaines plantes et à tous les animaux; par conséquent, il est facilement bioaccumulé. On a signalé des concentrations dans divers organismes: p. ex. 26 000-41 000 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les algues marines; 8000 $mg \cdot kg^{-1}$ dans le poisson marin; 35-1500 $mg \cdot kg^{-1}$ dans la végétation terrestre; 2-2400 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les plantes comestibles; et 2600-7800 et 10 000 $mg \cdot kg^{-1}$ respectivement dans les tissus musculaires et osseux des mammifères (Bowen 1979).

6.2.37.5 Bibliographie

Altman, P.L. et D.S. Dittmer (eds.). 1966. Mineral nutrients in lake and river waters. *Dans* Environmental Biology. Federation of American Societies for Experimental Biology, Bethesda, Maryland. 694 pp. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Barry, G.S. 1985. Sulfate de sodium. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 56.1-56.5.

Bond, R.G. et C.P. Straub. 1973. Genetic types of subterranean waters in relation to their salinity. *Dans* Handbook of Environmental Control. Vol. 3. Water Supply and Treatment. 1st edition. Chemical Rubber Co., Cleveland, Ohio. p. 65. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London. 333 pp.

Bowser, W.E., R.A. Milne et R.R. Cairns. 1962. Characteristics of the major soil groups in an area dominated by solonetzic soils. Can. J. Soil Sci. 42: 165-179.

CMI. 1969. Pollution of Lake Ontario and the International Section of the St. Lawrence River. Vol. 3. Rapport de l'International Lake Erie Water Pollution Board the International Lake Ontario – St. Lawrence River Water Pollution Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CORPUS Information Services. 1985. Sodium phosphates (dibasic DSP; tribasic TSP; tetrabasic pyro; tripoly or STPP; meta). CPI Product Profile. Don Mills, Ontario.

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. A Comprehensive Text. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Dobson, H.H. 1967. Principal ions and dissolved oxygen in Lake Ontario. *Dans* Proc. 10th Conf. on Great Lakes Research, April 10-12, Toronto, Ontario. pp. 337-356.

Energie, Mines et Ressources Canada. 1985. Canadian mineral production 1983 and 1984. Can. Min. J. 106(2): 26-27.

Faust, S.D. et O.M. Aly. 1981. Chemistry of Natural Waters. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 400 pp.

McConnell, H.H. et J. Lewis. 1972. Add salt to taste. Environment 14(9): 38-45.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Sodium. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 63-64.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Ontario Ministry of the Environment. 1981. Outlines of Analytical Methods: a Guide to the Occurrence, Significance, Sampling and Analysis of Chemical and Microbiological Parameters in Water, Sediment, Soil, Vegetation and Air. Coordinated by Water Quality Section, Laboratory Services Branch, Toronto, Ontario. 280 pp.

Prud'homme, M. 1985. Sel. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 50.1-50.11.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Sodium. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 523-534.

Weiler, R.R. et V.K. Chawla. 1969. Dissolved mineral quality of Great Lakes waters. *Dans* Proc. 12th Conf. on Great Lakes Research, May 5-7, Ann Arbor, Michigan. pp. 801-818.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.38 Coefficient d'adsorption du sodium

Le coefficient d'adsorption du sodium (SAR) est utilisé pour évaluer si les eaux conviennent à l'irrigation. C'est une estimation du degré auquel le sodium présent dans l'eau sera adsorbé sur le sol. Cette valeur est calculée à partir de la concentration d'ions sodium, calcium et magnésium, conformément à l'équation suivante:

$$SAR = \frac{Na^{+}}{\sqrt{\frac{CA^{+2} + Mg^{+2}}{2}}}$$

dans laquelle les concentrations de sodium, de calcium et de magnésium sont exprimées en milliéquivalents par litre. Le SAR permet d'évaluer le rapport d'échange basique selon lequel le calcium et le magnésium dans le sol sont remplacés par le sodium des eaux d'irrigation (McNeely et coll. 1980).

6.2.38.1 Bibliographie

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Rapport d'adsorption du sodium. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 59-61.

6.2.39 Soufre

6.2.39.1 Introduction

Dans l'environnement naturel, le soufre possède divers degrés d'oxydation allant de -2 à $+6$. Les espèces les plus abondantes possèdent les degrés d'oxydation de $+6$ (sels et esters de l'acide sulfurique), 0 (soufre élémentaire) et -2 (sulfures organiques et inorganiques). Le bioxyde de soufre et les sulfites ($+4$) ainsi que les composés qui possèdent des degrés mixtes d'oxydation comme les thiosulfates et les polythionates, sont considérés comme des espèces transitoires dans le cycle biogéochimique global du soufre (Krouse et McCready 1979; Trudinger 1979). Le cycle biogéochimique total du soufre comprend des transformations chimiques et biologiques des différentes espèces de soufre ainsi que leur transfert entre les réservoirs atmosphérique, hydrosphérique, biosphérique et pédosphérique (Granat et coll. 1976; Krouse et McCready 1979). Les apports d'origine anthropique et biologique sont considérés importants dans les divers réservoirs du cycle. Le cycle du soufre dans les eaux douces a été étudié de manière approfondie et est relativement bien connu (Hutchinson 1957; Goldhaber et Kaplan 1974; Wetzel 1975). En 1984, on a produit 6 998 000 t de soufre au Canada. Les importations ne s'établissaient qu'à 3 t et la consommation à 873 000 t. Le Canada est actuellement le plus important exportateur de soufre au monde, ses exportations s'élevant en 1984 à 6 128 000 t, dont 15 % vers les États-Unis (CORPUS Information Services 1985).

Sous forme de cystéine, de méthionine et d'autres composés organiques, le soufre est un constituant essentiel de la matière vivante; par conséquent, tous les organismes jouent un rôle dans le cycle du soufre. Le sulfate (SO_4^{2-}) est considéré comme l'espèce prédominante dans les milieux aérobies. Presque tout le soufre assimilé par les eucaryotes l'est sous forme de sulfate. Le sulfate est réduit en sulfhydryl ($-SH$) pendant la synthèse des protéines dans le métabolisme végétal et animal. La décomposition de la matière organique par les bactéries hétérotrophes s'accompagne d'une réduction en sulfure (S^{2-}). De plus, un certain nombre de bactéries hétérotrophes et anaérobies peuvent réduire le sulfate, le sulfite, le thiosulfate, le dithionate et le soufre élémentaire en sulfure, principalement sous forme d'hydrogène sulfuré (H_2S). En conditions aérobies toutefois, le H_2S est, pour la plus grande partie, rapidement oxydé. Plusieurs groupes de bactéries peuvent oxyder le sulfure en soufre élémentaire et en sulfate (Hutchinson 1957; Goldhaber et Kaplan 1974; Wetzel 1975).

6.2.39.2 Bibliographie

CORPUS Information Services. 1985. Sulfur (brimstone). CPI Product Profile. Don Mills, Ontario.

Goldhaber, M.B. et I.R. Kaplan. 1974. The sulfur cycle. *Dans* The Sea. Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas. E.D. Goldberg (ed.). John Wiley & Sons, New York. pp. 569-655.

Granat, L., R.O. Hallberg et H. Rodke. 1976. The global sulfur cycle. *Dans* Nitrogen, Phosphorus and Sulfur – Global Cycles. SCOPE Report 7. B.H. Svensson and R. Söderlund (eds.). Ecological Bulletins No. 22. Swedish Natural Science Research Council, Stockholm, Sweden. pp. 89-134.

Hutchinson, G.E. 1957. A Treatise on Limnology. Vol. 1. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley & Sons, New York. 1015 pp.

Krouse, H.R. et R.G.L. McCready. 1979. Biogeochemical cycling of sulfur. *Dans* Biogeochemical Cycling of Mineral-forming Elements. P.A. Trudinger and D.J. Swaine (eds.). Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam, The Netherlands. pp. 401-430.

Trudinger, P.A. 1979. The biological sulfur cycle. *Dans* Biogeochemical Cycling of Mineral-forming Elements. P.A. Trudinger and D.J. Swaine (eds.). Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam, The Netherlands. pp. 293-313.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.39.3 Sulfates

6.2.39.3.1 Utilisations et production

Les sulfates sont utilisés pour la fabrication de produits chimiques, de colorants, d'engrais, de verre, de papier, de poterie et de porcelaine, de savons, de détergents, de textiles, d'agents de conditionnement de la pâte, de fongicides, de bactéricides, d'astringents et d'émétiques. L'industrie minière, l'industrie des pâtes et papiers et les industries de la galvanoplastie et du nickelage utilisent des sulfates qui sont aussi utilisés pour le traitement des eaux d'égout et pour la préservation du bois (McKee et Wolf 1963; Little (Arthur D.), Inc. 1971; Barry 1985a).

Au Canada, l'industrie du sulfate de sodium est la principale industrie productrice de sulfates; ces installations industrielles sont situées dans le sud de la Saskatchewan et de l'Alberta où l'on trouve des gisements naturels de saumure (Santé et Bien-être social Canada 1982; Barry 1985a).

En 1982, on a produit 547 000 t de sulfate de sodium au Canada et l'on en a importé 17 293 t. En plus du sulfate de sodium naturel, ce composé est obtenu comme sous-produit de procédés industriels et chimiques dans le centre du Canada, à raison d'environ 90 000 $t \cdot a^{-1}$ (Barry 1985a). La consommation canadienne de sulfates en 1982 était de 195 341 t, dont 73 % par les usines de pâtes et de papiers kraft (Barry 1985a); en 1983, on a importé au Canada 15 400 t de sulfate de potassium pour la fabrication d'engrais (Barry 1985b).

6.2.39.3.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les sulfates peuvent être lessivés de la plupart des roches sédimentaires, dont les argiles litées, les apports les plus appréciables provenant de gisements comme les gisements de gypse ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$) et d'anhydrite ($CaSO_4$). L'oxydation de substances organiques peut également libérer des sulfates dans l'eau (McNeely et coll. 1980).

Les déversements industriels dans l'environnement aquatique constituent une source importante de sulfates. Les tanneries, les usines de pâte au sulphite, les usines de textiles, les usines d'acide sulfurique, certaines industries de traitement des métaux et les résidus de drainage des mines sont tous des sources de sulfates dans les eaux réceptrices. Les procédés industriels comme la combustion de charbons et le grillage de minerais sulfurés peuvent dégager de grandes

quantités de bioxyde et de trioxyde de soufre dans l'atmosphère, ce qui ajoute des sulfates aux eaux de surface par les précipitations. Les précipitations et le lessivage ultérieur fournissent presque tous les sulfates aux eaux de surface dans les régions de roches cristallines en Amérique du Nord. Les retombées de sulfates constituent également une source de pénétration dans les eaux de surface (McNeely et coll. 1980; Ontario Ministry of the Environment 1981; CNRC 1932; Santé et Bien-être social Canada 1982).

Dans l'eau de pluie et la neige des régions non industrialisées, la principale source de sulfates est l'oxydation dans l'atmosphère du H_2S produit dans les régions côtières par les bactéries anaérobies (CNRC 1982).

6.2.39.3.3 Concentrations dans l'environnement

Les sulfates sont très répandus dans la nature et constituent une composante ionique de l'eau. Les concentrations de sulfates varient normalement de 10 à 80 $mg \cdot L^{-1}$ dans les eaux de surface, mais peuvent atteindre plusieurs milliers de milligrammes par litre à proximité de certains points de déversements industriels (Ontario Ministry of the Environment 1981). On a signalé que quatre échantillons d'eaux usées industrielles prélevés par une station en Colombie-Britannique en 1980 renfermaient des concentrations maximales de 1010-2490 $mg \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT 1985). Dans les régions arides où il y a des minéraux renfermant des sulfates, on trouve des concentrations élevées de sulfates dans certaines eaux de puits et de surface. Dans les zones de drainage d'eaux de mine acides, l'eau peut également présenter des concentrations élevées (McNeely et coll. 1980).

Les concentrations de sulfates dans certains lacs canadiens varient de 3 à 30 $mg \cdot L^{-1}$ (Katz 1978). Lors d'un relevé effectué entre 1966 et 1974, on a constaté que 96 % des 71 approvisionnements municipaux en eau échantillonnés renfermaient moins de 58 $mg \cdot L^{-1}$ de sulfates (NAQUADAT 1977). Les concentrations de sulfates dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-53.

Les saumures et l'eau de mer présentent respectivement des concentrations d'environ 200 000 $mg \cdot L^{-1}$ et 2700 $mg \cdot L^{-1}$ (Hitchcock 1975). Au Canada, l'eau de pluie renferme généralement 1-2 $mg \cdot L^{-1}$ de sulfates (Katz 1978).

6.2.39.3.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le sulfate (SO_4^{2-}), l'espèce stable et oxydée du soufre, est facilement soluble dans l'eau. Les sulfates de plomb, de baryum et de strontium sont toutefois insolubles. Les sulfates dissous peuvent être réduits en sulfure et volatilisés dans l'atmosphère sous forme de H_2S, précipités sous forme de sels insolubles ou incorporés aux organismes vivants. Dans des conditions anaérobies, les sulfates servent de source d'oxygène pour les bactéries qui les convertissent en hydrogène sulfuré. Les sulfates peuvent être produits par oxydation bactérienne de composés du soufre réduits, incluant les sulfures métalliques et les composés organo-sulfurés (Hutchinson 1957; Goldhaber et Kaplan 1974; Wetzel 1975).

Tableau 6-53. Concentrations de sulfates dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	ND[2]-820,0	1 554	1980-1985
Ouest	ND-3040,0	3 149	1980-1985
Centre	ND-77,3	4 696	1980-1985
Atlantique	ND-610,0	13 646	1980-1985

[1] Limite de détection = 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ (dissous)
[2] ND = non décelable

Source: NAQUADAT 1985

6.2.39.3.5 Bibliographie

Barry, G.S. 1985a. Sulphate de sodium. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.

Barry, G.S. 1985b. Potasse. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.

CNRC. 1982. Acidification dans l'environnement aquatique au Canada: critères scientifiques pour évaluer les effets du dépôt acide sur les écosystèmes aquatiques. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18476. 377 pp.

Goldhaber, M.B. et I.R. Kaplan. 1974. The sulfur cycle. *Dans* The Sea. Ideas and Observations on Progress in the Study of the Seas. E.D. Goldberg (ed.). John Wiley & Sons, New York. pp. 569-655.

Hitchcock, D.R. 1975. Biogenic contribution to atmospheric sulfate levels. *Dans* Proc. 2nd Natl. Conf. on Complete Water Re-use. Am. Inst. Chem. Eng., and EPA Technol. Transfer, Chicago, Illinois. pp. 291-310.

Hutchinson, G.E. 1957. A Treatise on Limnology. Vol. 1. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley & Sons, New York. 1015 pp.

Katz, M. 1978. Le problème du soufre au Canada. *Dans* Le soufre et ses dérivés minéraux dans l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 15016. pp. 21-67.

Little (Arthur D.), Inc. 1971. Water Quality Criteria Data Book. Vol. II. Inorganic Chemical Pollution of Freshwater. Water Pollution Control Research Series No. DPV 18010. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

McKee, J.E. et H.W. Wolf. 1963. Water Quality Criteria. 2nd edition. Resources Agency of California, State Water Resources Control Board. pp. 136, 213, 247, 270, 275-277.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Sulfates. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 65.

NAQUADAT. 1977. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Ontario Ministry of the Environment. 1981. Outlines of Analytical Methods: a Guide to the Occurrence, Significance, Sampling and Analysis of Chemical and Microbiological Parameters in Water, Sediment, Soil, Vegetation and Air. Coordinated by Water Quality Section, Laboratory Services Branch, Toronto, Ontario. 280 pp.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Sulfate. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 535-542.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.39.4 Sulfures – hydrogène sulfuré

6.2.39.4.1 Utilisations et production

L'hydrogène sulfuré et d'autres sulfures solubles sont utilisés dans la fabrication de pigments et de colorants, dans le tannage, le traitement chimique, et la fabrication de cosmétiques (Keenan et coll. 1976; Santé et Bien-être social Canada 1982). Le sulfure de diméthyle entre dans la préparation d'agents aromatisants artificiels (Butterworth et coll. 1975). Les eaux à forte teneur en hydrogène sulfuré sont utilisées dans les bains thérapeutiques et sont consommées à des fins médicinales (Santé et Bien-être social Canada 1982). L'hydrogène sulfuré est également employé commercialement pour la fabrication de l'eau lourde, pour purifier l'acide chlorhydrique et l'acide sulfurique, pour précipiter les sulfures métalliques et pour fabriquer du soufre élémentaire, des mercaptans, de l'éthylène, du nylon, de la soude (carbonate neutre de sodium anhydre), du sulfure acide de sodium et d'autres produits. On l'utilise comme agent réducteur pour la récupération de l'acide crésylique et comme réactif en chimie analytique (Environnement Canada 1984).

En 1981 et en 1982, le Canada a fabriqué 3178 t et 2902 t respectivement d'hydrogène sulfuré (Statistique Canada 1984). Les importations de composés sulfurés pour 1981 et 1982 sont présentées au tableau 6-54.

Tableau 6-54. Importations de plusieurs composés sulfurés au Canada

Composé	Quantité (t)	
	1981	1982
Sulfures de carbone	12	19
Pentasulfure de phosphore	118	121
Sulfures de phosphore (à l'exclusion du pentasulfure)	2	1
Sulfures de silicium	1	—
Sulfure d'hydrogène	1342	1453

Source: Statistique Canada 1983

Tableau 6-55. Concentrations de sulfures dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Ouest	1,0-11,0	46	1980-1982
Atlantique	1,0	3	Avant 1980
Centre	14,0	1	Avant 1980

[1] Limite de détection = 0,001 $mg \cdot L^{-1}$

Source: NAQUADAT 1985

6.2.39.4.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les composés sulfurés dans les eaux naturelles proviennent, entre autres, de l'altération géochimique, des engrais et du dépôt atmosphérique. Les sources atmosphériques, qui sont augmentées considérablement par des produits de combustion d'origine industrielle, sont de loin les plus importantes (Wetzel 1975).

Les sulfures sont formés par réduction bactérienne des sulfates et des composés organiques du soufre dans des conditions anaérobies. C'est pourquoi on en trouve généralement dans les eaux usées domestiques et industrielles, dans les boues, dans l'hypolimnion des lacs stratifiés et dans d'autres systèmes aquatiques où dominent des conditions anaérobies (Ontario Ministry of the Environment 1981). Les gaz volcaniques ainsi que les sources biologiques et industrielles rejettent de grandes quantités de soufre réduit, sous forme de H_2S, dans l'atmosphère (Kuznetsov 1964; Kellogg et coll. 1972; CNRC 1982).

6.2.39.4.3 Concentrations dans l'environnement

On a signalé des concentrations de sulfures totaux pouvant atteindre 0,7 $mg \cdot L^{-1}$ dans les dépôts boueux sous des eaux de surface, et on trouve fréquemment des concentrations de 0,02 à 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ dans les premiers 20 mm d'eau au-dessus de ces couches de boue (McNeely et coll. 1980). Dans la rivière Rainy, le long de la frontière entre l'Ontario et le Minnesota, la concentration moyenne d'hydrogène sulfuré était de 0,07 $mg \cdot L^{-1}$ dans les 20 premiers millimètres d'eau au-dessus des couches boueuses du fond et variait de non décelable à 0,06 $mg \cdot L^{-1}$ à la surface (Colby et Smith 1967). En général, la concentration de sulfures dans les eaux souterraines est faible sinon nulle, car les sulfures métalliques sont peu solubles et ceux en solution sont généralement précipités (McNeely et coll. 1980). Les concentrations de sulfures dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-55.

Certaines saumures, notamment celles associées aux dépôts pétroliers, peuvent contenir plusieurs centaines de milligrammes par litre d'hydrogène sulfuré dissous (McNeely et coll. 1980).

6.2.39.4.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

On estime que le soufre se trouve principalement sous forme de sulfates en milieu aérobie. Pratiquement tout le soufre est assimilé sous forme de sulfates dans l'eau, mais il est libéré en grande partie sous forme d'hydrogène sulfuré (H_2S) lors de la décomposition des matières organiques. L'hydrogène sulfuré est oxydé rapidement dans des conditions aérobies. Ainsi, dans les conditions aérobies des systèmes aquatiques, les concentrations d'hydrogène sulfuré devraient être très faibles (Hutchinson 1957; Wetzel 1975).

Même si les sulfates et le H_2S sont les espèces prédominantes, on trouve du HS^- et de très faibles concentrations de S^{2-} dans des solutions fortement alcalines, car le H_2S, qui est hydrosoluble, se dissocie faiblement ($K_1 = 10^{-7}$; $K_2 = 10^{-15}$) (Hutchinson 1957; Hem 1960). Dans certaines conditions où le potentiel redox et le pH sont faibles, et où il y a oxydation partielle des sulfures, il peut y avoir formation de soufre élémentaire (Wetzel 1975).

Les sulfures métalliques sont insolubles à pH neutre ou alcalin. Le fer ferreux libéré par les sédiments dans les lacs anaérobies se combine rapidement au H_2S pour former du FeS insoluble. Il y a accumulation appréciable de H_2S dans l'hypolimnion en conditions anaérobies et légèrement acides.

Si l'eau est alcaline, le H_2S ne s'accumule qu'après précipitation de la plupart du fer ferreux sous forme de FeS. L'élimination du sulfure par libération de fer ferreux permet d'accroître la migration à partir des sédiments d'autres métaux comme le Cu, le Zn et le Pb, qui forment des sulfures encore plus insolubles que le FeS. Les réactions d'oxydoréduction qui font intervenir du soufre jouent un rôle important dans la modification des conditions pour de nombreuses autres substances nutritives, plus particulièrement en ce qui concerne la mobilisation du phosphate dans les systèmes d'eau douce (Wetzel 1975).

Le soufre des dépôts noirs des lacs eutrophes est constitué de sulfure dissous dans l'eau interstitielle, de sulfure soluble en milieu acide, de soufre élémentaire, de sulfure organique et de sulfates (Nriagu 1968; Wetzel 1975).

6.2.39.4.5 Bibliographie

Butterworth, K.R., F.M.B. Carpanini, I.F. Gaunt, J. Hardy, I.S. Kiss et S.D. Gangolli. 1975. Short-term toxicity of dimethyl sulfide in the rat. Food Cosmet. Toxicol. 13: 15-22. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

CNRC. 1982. Sulfure d'hydrogène dans l'environnement atmosphérique: critères scientifiques pour évaluer ses effets sur la qualité de l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18468. 204 pp.

Colby, P.J. et L.L. Smith, Jr. 1967. Survival of walleye eggs and fry on paper fibre sludge deposits in Rainy River, Minnesota. Trans. Am. Fish. Soc. 96: 278-296.

Environnement Canada. 1984. Le sulfure d'hydrogène. La collection Enviroguide. Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

Hem, J.D. 1960. Some chemical relationships among sulfur species and dissolved ferrous iron. *Dans* Chemistry of Iron in Natural Water. U.S. Geol. Surv. Water Supply Pap. 1459-C. pp. 57-73.

Hutchinson, G.E. 1957. A Treatise on Limnology. Vol. 1. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley & Sons, New York. 1015 pp.

Keenan, C.W., J.H. Wood et D.C. Kleinfelter. 1976. General College Chemistry. 5th edition. Harper and Row Publ., New York. p. 563. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Kellogg, W.W., R.D. Cadle, E.R. Allen, A.L. Lazrus et E.A. Martell. 1972. The sulfur cycle. Science 175: 587-596.

Kuznetsov, S.I. 1964. Biogeochemistry of Sulfur. *Dans* Atti. Simp. Intern. Agrochim., Palermo, Italy. Vol. 5. pp. 312-330. (Mentionnée dans Wetzel 1975.)

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Sulfures – sulfure d'hydrogène. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 65-66.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Nriagu, J.O. 1968. Sulfur metabolism and sedimentary environment: Lake Mendota, Wisconsin. Limnol. Oceanogr. 13: 430-439.

Ontario Ministry of the Environment. 1981. Outlines of Analytical Methods: a Guide to the Occurrence, Significance, Sampling and Analysis of Chemical and Microbiological Parameters in Water, Sediment, Soil, Vegetation and Air. Coordinated by Water Quality Section, Laboratory Services Branch, Toronto, Ontario. 280 pp.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Sulfures. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 543-551.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Produits chimiques industriels et agricoles 1982. Recensement annuel des fabricants. Catalogue nº 46-224.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.2.40 Thallium

6.2.40.1 Utilisations et production

Les composés du thallium sont utilisés dans la fabrication d'alliages (U.S. EPA 1980), d'appareils électriques, de catalyseurs pour des réactions organiques industrielles, de matériel optique (p. ex. spectromètres), de préparations photographiques et de produits céramiques (CNRC 1983). Par exemple, le sulfure de thallium est utilisé dans les cellules photoélectriques; les cristaux de bromure et d'iodure de thallium sont utilisés comme détecteurs infrarouges; le thallium avec du soufre ou du sélénium et de l'arsenic, et l'oxyde de thallium servent à fabriquer des verres spéciaux; et d'autres composés du thallium sont utilisés comme dépilatoires, colorants et pigments (McNeely et coll. 1980). Les sels de thallium ont été utilisés avec succès pour traiter la dermatophytose et d'autres infections de la peau. L'acétate thalleux a été utilisé pour traiter la dysenterie et la tuberculose (U.S. Department of the Interior 1980). Les données les plus récentes sur la production de thallium au Canada datent de 1978, année où 1,36 t ont été produites (U.S. Department of the Interior 1980). Les données sur les importations de thallium et d'alliages de thallium sont présentées au tableau 6-56.

6.2.40.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La concentration moyenne de thallium dans la croûte terrestre est de 0,3 à 0,6 $mg \cdot kg^{-1}$ (CNRC 1983). On trouve certains minéraux de thallium dans la nature, mais ils sont rares; il s'agit de crookésite, d'hutchinsonite, de lorandrite et d'avicennite. On trouve aussi du thallium dans les minéraux renfermant du potassium comme les feldspaths et les micas; on le trouve également comme constituant de minéraux indépendants et comme élément de remplacement dans des minéraux comme la galène (U.S. EPA 1979).

L'altération climatique constitue la principale source naturelle de thallium dans l'environnement qui en reçoit, estime-t-on, 2400 $t \cdot a^{-1}$ à l'échelle mondiale (CNRC 1983).

Le thallium est introduit dans l'environnement aquatique sous forme de déchets provenant de la production d'autres métaux, p. ex. au cours du grillage de la pyrite durant la fabrication d'acide sulfurique, et au cours de l'extraction et de la fusion réductrice de minerais de zinc, de plomb et de cadmium (McNeely et coll. 1980). On a fait état de concentrations allant de 7 à 88 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les rejets des opérations de traitement de minerais au Canada (U.S. EPA 1980). La quantité globale de thallium provenant de l'exploitation de minerais contenant cet élément a été estimée à 30 $t \cdot a^{-1}$, tandis que celle provenant du pétrole et du charbon est de 54 $t \cdot a^{-1}$ (CNRC 1983).

6.2.40.3 Concentrations dans l'environnement

Le thallium est présent à l'état de traces dans les eaux douces (McNeely et coll. 1980). La région du Pacifique a été la seule à signaler des concentrations de thallium (total) dans la

Tableau 6-56. Importations de thallium et d'alliages de thallium au Canada

Composé	Quantité (t)	
	1982	1983
Formes primaires et produits manufacturés en thallium	668	1202
Formes primaires et produits manufacturés en alliages de thallium	17	4

Sources: Statistique Canada 1983, 1984

base de données NAQUADAT. La concentration variait de 0.0052 à 0.1 mg·L $^{-1}$ (limite de détection = 5 µg·L $^{-1}$ total) dans trois échantillons prélevés avant 1980 (NAQUADAT 1985).

On a aussi fait état de concentrations de thallium dans d'autres milieux environnementaux et dans d'autres organismes: sol, 0,2 mg·kg $^{-1}$, intervalle de 0,1-0,8 mg·kg $^{-1}$; poussières urbaines, 0.07-6 mg·kg $^{-1}$; plantes vasculaires, 0.03-0.3 mg·kg $^{-1}$; poissons (tissus mous), 0.08 mg·kg $^{-1}$. Dans le corps humain où la charge corporelle totale de thallium est de 0.1 à 0.5 mg, les plus fortes concentrations se trouvent dans les muscles (CNRC 1983).

6.2.40.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le thallium possède les degrés d'oxydation 0, +1 et +3; l'ion thalleux, Tl(I), forme relativement peu de complexes, tandis que l'ion thallique, Tl(III), est présent dans plusieurs composés organométalliques (Cotton et Wilkinson 1980).

Les principaux devenirs du thallium dans l'environnement aquatique sont: le transport sous forme de complexes solubles, la sorption sur des minéraux argileux et la bioaccumulation; cependant, le comportement du thallium dans les eaux naturelles n'est pas bien documenté (U.S. EPA 1979). En milieu réducteur, le thallium peut être précipité sous sa forme élémentaire ou, en présence de soufre, sous forme de soufre insoluble (Lee 1971; Magorian et coll. 1974). On trouve parfois du Tl(III) dans des eaux fortement oxygénées, mais le Tl(I) est la forme prédominante du thallium dans la plupart des eaux naturelles aérobies (U.S. EPA 1979). Le chlorure, le carbonate et les sels hydroxy du Tl(I) sont solubles, tandis que le sulfure ne l'est pas (Smith et Carson 1977). Les composés thalliques solubles peuvent être hydrolysés pour former dans les eaux naturelles des oxydes colloïdaux (Cotton et Wilkinson 1980), qui peuvent ensuite précipiter sur les sédiments; des conditions réductrices dans les sédiments donneront du Tl(I) qui, en présence de sulfure, forme du Tl_2S insoluble (Lee 1971). Le pH influe sur les interactions ligands inorganiques-thallium et ligands organiques-thallium. A mesure que le pH diminue de 9,1 à 6,2, le thallium est de moins en moins complexé par l'acide humique et il n'y a plus formation d'un complexe à un pH de 7,2 ou moins. Par ailleurs, l'accroissement du pH de 6,2 à 9,1 diminue les interactions entre le thallium et les substances inorganiques (O'Shea et Mancy 1978).

Le thallium est fortement sorbé par l'argile à montmorillonite; à pH 8,1, plus de 95 % du thallium (100 µg·L $^{-1}$) était éliminé de l'eau par l'hectorite (1 g·L $^{-1}$) en 24 h. Cependant, à pH 4 la sorption ne permettait pas d'éliminer le thallium (Magorian et coll. 1974). Au cours d'une étude portant sur le cycle des métaux lourds dans un lac du sud-ouest du Michigan, le thallium a été décelé uniquement dans les sédiments (Mathis et Kevern 1975).

Le thallium peut être bioaccumulé. En 24 h, les algues de l'espèce *Ulothrix* ont concentré 127-220 fois la concentration de thallium présente dans l'eau (Magorian et coll. 1974). On a rapporté des facteurs de bioconcentration aussi élevés que 10^6 pour des plantes d'eau douce, des invertébrés et des poissons (Chapman et coll. 1968). Après avoir été exposés au thallium pendant 28 j, on retrouve dans les crapets (*Lepomis macrochirus*) un facteur de bioconcentration de 34 (corps en entier) (U.S. EPA 1978). Après une exposition de 12,5 j, le tissu musculaire de jeunes saumons atlantique (*Salmo salar*) a atteint un facteur de bioconcentration de 130 (Zitko et coll. 1975). Après avoir été exposé pendant 28 j à 80 µg·L $^{-1}$ de thallium (en Tl_2SO_4) on retrouve dans le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) un facteur de concentration de 34; la demi-vie du thallium dans les tissus était supérieure à 4 j (Barrows et coll. 1980). La biométhylation du thallium a été démontrée: $(CH_3)_2Tl^+$ a été formé à partir de l'ion Tl(III) en cultures bactériologiques dans des conditions anaérobies (Huber et coll. 1978).

6.2.40.5 Bibliographie

Barrows, M.E., S.R. Petrocelli, K.J. Macek et J.J. Carroll. 1980. Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. R. Haque (ed.). Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 379-392.

Chapman, W.H., H.L. Fisher et M.W. Pratt. 1968. Concentration Factors of Chemical Elements in Edible Aquatic Organisms. Lawrence Radiation Laboratory, Livermore, California. UCRL-50564. 46 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

CNRC. 1983. Fiches de données sur certains éléments toxiques. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa, CNRC nº 19253. pp.41-43.

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. A Comprehensive Text. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Huber, F., U. Schmidt et H. Kirchmann. 1978. Aqueous chemistry of organolead and organothallium compounds in the presence of microorganisms. *Dans* Organometals and Organometalloids. Occurrence and Fate in the Environment. F.E. Brinckman and J.M. Bellama (eds.). Am. Chem. Soc. Symp. Ser. No. 82. pp. 65-81.

Lee, A.G. 1971. The Chemistry of Thallium. Elsevier Publ. Co., Amsterdam, The Netherlands. 336 pp.

Magorian, T.R., K.G. Wood, J.G. Michalovic, S.L. Pek et M.M. Van Lier. 1974. Water Pollution by Thallium and Related Metals. Springfield, Virginia. NTIS PB 253 333. 182 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Mathis, B.J. et N.R. Kevern. 1975. Distribution of mercury, cadmium, lead and thallium in an eutrophic lake. Hydrobiologia 46: 207-222.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Thallium. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 70

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

O'Shea, T.A. et K.H. Mancy. 1978. The effect of pH and hardness

metal ions on the competitive interaction between trace metal ions and inorganic and organic complexing agents found in natural waters. Water Res. 12: 703-711.
Smith, I.C. et B.L. Carson. 1977. Trace Metals in the Environment. Vol. 1. Thallium. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 394 pp.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.
U.S. Department of the Interior. 1980. Thallium. *Dans* Mineral Facts and Problems. Bureau of Mines, Washington, D.C. pp. 931-932.
U.S. EPA. 1978. In-depth Studies in Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. Contract No. 68-01-4646.
U.S. EPA. 1979. Thallium. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029a. pp. 18-1 à 18-8.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Thallium. Office of Water Regulations and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 5-80-074.
Zitko, V., W.V. Carson et W.G. Carson. 1975. Thallium: occurrence in the environment and toxicity to fish. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13: 23-30.

6.2.41 Titane

6.2.41.1 Utilisations et production

Le titane métallique est largement utilisé dans l'industrie aéronautique. En raison de sa résistance à la corrosion et de sa stabilité chimique, on l'emploie dans l'industrie chimique, l'industrie métallurgique et l'industrie du papier, dans les centrales thermiques et dans les usines de dessalement. Le bioxyde de titane (TiO_2) est le composé du titane le plus largement utilisé; il sert de pigment blanc dans les peintures, les peintures-laque, les peintures-émail, les produits de couchage du papier et les plastiques. On l'utilise également comme colorant en confiserie, dans les produits laitiers et dans la farine panifiable. Le tétrachlorure de titane ($TiCl_4$) sert d'intermédiaire dans la production de titane métallique et de pigments, et comme constituant et catalyseur dans l'industrie chimique. Le chlorure titaneux ($TiCl_3$) est utilisé comme colorant et comme catalyseur de polymérisation. Le titane métallique sert également à fabriquer des instruments chirurgicaux et des prothèses. Les organotitanes servent de catalyseurs de polymérisation et d'hydrofuges et sont utilisés dans les colorants (Friberg et coll. 1979; U.S. Department of the Interior 1980; King 1985).

Au Canada, la province de Québec est la seule où l'on extrait et produit du titane (King 1985). Les données sur la production, les importations, la consommation et les exportations de bioxyde de titane sont présentées au tableau 6-57. Le Canada ne produit ni titane de première fusion ni ferrotitane de la qualité requise pour satisfaire les spécifications de l'industrie aéronautique. Les importations et les exportations de titane métallique et d'autres composés de titane (à l'exception du bioxyde de titane) sont présentées au tableau 6-58. L'ilménite est l'un des plus importants minerais titanifères. Le Canada se classe au deuxième rang (16 %) pour la production mondiale de concentré d'ilménite. En 1983, le Canada a produit 612 000 t de concentrés d'ilménite, alors que la production mondiale était de 3 755 000 t (King 1985).

Tableau 6-57. Production, consommation, importations et exportations de dioxyde de titane au Canada

	Quantité (t)	
Paramètre	1983	1984
Production	75×10^3	78×10^3
Consommation	63×10^3	$68{,}3 \times 10^3$
Importations	$14{,}6 \times 10^3$	17×10^3
	$18{,}5 \times 10^{3}$ [1]	21×10^{3} [1]
Exportations	23×10^3	$26{,}5 \times 10^3$

[1] King 1985

Source: CORPUS Information Services 1984

Tableau 6-58. Importations et exportations de titane métallique et d'autres composés de titane au Canada[1]

	Importations (t)		Exportations (t)	
Composé	1983	1984	1983	1984
Titane métallique	275	284	415[2]	52[2]
			287[3]	150[3]
Ferrotitane (poids total de l'alliage)	14	10	ND[4]	ND

[1] À l'exclusion du dioxyde de titane (voir tableau 6-57)
[2] Non ouvré, y compris les déchets et les rebuts
[3] Ouvré
[4] ND = non disponible

Source: King 1985

6.2.41.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le titane se place au 8e rang pour son abondance dans les roches ignées; sa concentration dans la croûte terrestre est estimée à environ 0,43 ‰. Les minerais de titane les plus importants sont l'ilménite ($FeTiO_3$) et le rutile (TiO_2). On le trouve également sous forme de silicate (sphène) et de titanate de calcium ($CaTiO_3$) en association avec des dépôts d'hématite (NAS 1980).

Le titane peut pénétrer dans l'environnement aquatique par les effluents produits au cours de l'extraction, de la fusion et de la production (p. ex. de pigments) du métal et de ses composés. Le lessivage des laitiers de titane produits pendant la fusion réductrice de l'ilménite peut introduire du titane dans les eaux de surface et dans les eaux souterraines. Les effluents d'origine urbaine peuvent renfermer du titane sous forme de produits rejetés contenant du titane comme pigment ou comme produit de revêtement (King 1985).

On ne dispose guère de données sur les concentrations de titane dans les effluents d'origine industrielle ou urbaine. Les effluents finals de cinq usines canadiennes de produits organiques contenaient du titane à des concentrations supérieures à la limite de détection (0,002 $\mu g \cdot L^{-1}$). L'intervalle de concentrations signalé était de 0,003-0,596 $mg \cdot L^{-1}$, d'après cinq échantillons prélevés dans quatre usines, en février et en mars 1985. Une cinquième usine a signalé une teneur de 1,27 $mg \cdot L^{-1}$ dans des effluents combinés (Sigma Resource Consultants Ltd.).

6.2.41.3 Concentrations dans l'environnement

Au Canada et aux Etats-Unis, on a trouvé des concentrations de titane allant de 2 à 107 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau douce (Friberg et coll. 1979). Aucun résultat de dosage du titane dans des échantillons n'est signalé dans la base de données NAQUADAT (1985). Aux Etats-Unis, on a trouvé des teneurs en titane dans l'eau potable variant de 0,5 à 15 $\mu g \cdot L^{-1}$. Les concentrations de titane dans l'eau de mer étaient de 0,6-1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Friberg et coll. 1979).

On ne dispose d'aucune donnée sur les concentrations atmosphériques du titane au Canada, mais aux Etats-Unis, elles sont estimées en moyenne à moins de 0,1 $\mu g \cdot m^{-3}$ dans les régions urbaines (Friberg et coll. 1979).

6.2.41.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le titane possède les degrés d'oxydation -1, 0, $+2$, $+3$ et $+4$, le titane tétravalent (Ti(IV)) étant l'espèce stable la plus fréquente. Les composés correspondant aux degrés d'oxydation inférieurs sont très facilement oxydés en Ti(IV). Le simple ion tétravalent hydraté n'existe pas en solution aqueuse, et les composés titaniques (Ti(IV)) sont généralement covalents. Les composés du titane tétravalent comme les halogénures de titane sont facilement hydrolysés dans l'eau en espèces possédant la liaison Ti–O, principalement des oxydes hydratés comme le TiO_2. En solution aqueuse, aux pH caractéristiques des eaux naturelles, le titane est présent sous forme de TiO_2 hydraté à l'état colloïdal ou à l'état précipité. Dans des solutions fortement alcalines, certains titanates (TiO_3^{2-}) seraient formés (Cotton et Wilkinson 1980; Windholtz et coll. 1983).

Le titane n'est pas considéré comme un élément essentiel pour les plantes et les animaux (NAS 1980). Il s'accumule dans les tissus durs siliceux et on en trouve dans les plantes terrestres (1,5-56 $mg \cdot kg^{-1}$), les légumes comestibles (<0,02-3 $mg \cdot kg^{-1}$), les muscles des mammifères (1-2 $mg \cdot kg^{-1}$) ainsi que dans les algues marines (3-40 $mg \cdot kg^{-1}$) et les poissons (0,2 $mg \cdot kg^{-1}$). En comparaison, les concentrations dans l'eau douce et dans l'eau de mer sont en moyenne de 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ et de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (Bowen 1979).

6.2.41.5 Bibliographie

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London. 333 pp.

CORPUS Information Services. 1984. Titanium dioxide. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. 4th edition. John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. 1396 pp.

Friberg, L., Nordberg, G.F. et V.B. Vouk (eds.). 1979. Titanium. *Dans* Handbook on the Toxicology of Metals. Chap. 38. Elsevier North-Holland Biomedical Press, New York.

King, D.E.C. 1985. Titane et bioxyde de titane. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 61.1-61.10.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1980. Mineral Tolerance of Domestic Animals. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.

Sigma Resource Consultants Ltd. 1985. Study of the Characterization of Wastes and Discharges from Selected Organic Chemical Plants. Draft report. Rapport effectué à contrat pour le compte du Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa.

U.S. Department of the Interior. 1980. Titanium. *Dans* Mineral Facts and Problems. Bureau of Mines, Washington, D.C.

Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. 10th edition. Merck and Co., Inc., Rahway, New Jersey.

6.2.42 Tungstène

6.2.42.1 Utilisations et production

Les applications commerciales et industrielles du tungstène sont nombreuses en raison des propriétés physiques et chimiques de ce métal. Le tungstène et ses alliages sont largement utilisés comme filament dans les lampes à incandescence et comme constituant d'éléments structuraux soumis à des températures élevées, qui doivent être durs et résistants. Le carbure de tungstène (W_2C) est utilisé pour le formage et l'extraction des minerais et dans l'industrie pétrolière (Cotton et Wilkinson 1980). Les tungstates de calcium et de magnésium sont utilisés dans les lampes fluorescentes, et d'autres sels de tungstène sont utilisés dans l'industrie chimique et l'industrie du tannage (McNeely et coll. 1980).

Le tableau 6-59 présente des données sur la production, la consommation et les importations de tungstène au Canada. La production mondiale de minerais et de concentrés de tungstène se chiffrait en 1982 et en 1983 à 44 328 t et à 38 320 t respectivement. Le Canada se place au cinquième rang pour la production mondiale de minerais et de concentrés de tungstène (Phillips 1985).

6.2.42.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le tungstène est présent presque exclusivement sous forme de tungstates, les principaux minéraux étant la wolframite ($(Fe,Mn)WO_4$), la scheelite ($CaWO_4$) et la stolzite ($PbWO_4$). Le tungstène est obtenu commercialement à partir de minerais de tungstate par réduction de l'oxyde tungstique jusqu'au métal (Cotton et Wilkinson 1980).

6.2.42.3 Concentrations dans l'environnement

La plupart des eaux douces contiennent des concentrations négligeables de tungstène. Les concentrations de tungstène dans l'eau douce et dans l'eau de mer se chiffrent en moyenne à 0,03 $\mu g \cdot L^{-1}$ et à 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (Bowen 1979). Les régions de l'Ouest et du Pacifique ont signalé des concentrations environnementales de tungstène inférieures à la limite de détection (10 $mg \cdot L^{-1}$, extractible) en se basant respectivement sur 45 et sur 53 échantillons prélevés avant 1980 (NAQUADAT 1985).

6.2.42.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le tungstène, qui est un métal de transition chimiquement semblable au chrome, au molybdène et au tantale, possède les degrés d'oxydation $+2$, $+3$, $+4$, $+5$ et $+6$. On connaît de

Tableau 6-59. Production, consommation et importations de tungstène au Canada

Paramètre	Composé	Quantité (t) 1981	1982	1983
Production	Trioxyde de tungstène	2515	3030	1538
Consommation	Teneur en tungstène	402	508	ND[1]
Importations	Minerai de tungstène	14	7.6	12
	Ferrotungstène	6	4.5	3
	Carbure de tungstène en poudre	ND	274	220
	Fleuret pour sondage rotatif, en carbure de tungstène	ND	10.2	9.75
	Fleuret pour sondage par percussion, en carbure de tungstène	ND	89.2	185.4

[1] ND = non disponible.

Source: Phillips 1985.

nombreux oxydes de tungstène; les trioxydes se dissolvent en milieu alcalin pour donner des solutions de tungstate (WO_4^{2-}). Le tungstate n'est pas un puissant réducteur comme le chromate. Les sels de métaux alcalins, d'ammonium, de magnésium et de thallium du tungstène sont hydrosolubles, tandis que les sels de tungstène des autres métaux sont pratiquement tous insolubles (Cotton et Wilkinson 1980; Windholtz et coll. 1983).

6.2.42.5 Bibliographie

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London. 333 pp.

Cotton, F.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. A Comprehensive Text. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Tungstène. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des parametres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. p. 70.

NAQUADAT. 1985. Base de donnees nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Phillips, D.R. 1985. Tungstène. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1983-1984. Aperçu et perspectives. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 62.1-62.10.

Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. 10th edition. Merck and Co., Inc., Rahway, New Jersey.

6.2.43 Uranium

6.2.43.1 Utilisations et production

L'uranium est utilisé comme combustible nucléaire dans les centrales nucléaires (Berlin et Rudell 1979; Environnement Canada 1984). Il sert aussi dans les dispositifs de guidage interne pour les missiles, comme blindage contre les émissions radio et dans les émulsions photographiques. Les porcelaines utilisées en art dentaire, les lentilles optiques et les alliages peuvent contenir de l'uranium; de plus, certains composés de l'uranium sont utilisés comme catalyseurs dans l'industrie chimique (Berlin et Rudell 1979; Harmsen et de Haan 1980; Santé et Bien-être social Canada 1982). D'autres utilisations de l'uranium font intervenir sa nature radioactive; on l'utilise parfois en quantités infimes comme radio-traceur radioactif (Environnement Canada 1984). L'uranium appauvri, un déchet produit au cours du retraitement et de l'enrichissement de l'uranium, peut servir à préparer des alliages destinés à subir un traitement plus poussé pendant la fabrication d'aciers spéciaux (Environnement Canada 1984).

On extrait du minerai d'uranium dans 15 pays (Berlin et Rudell 1979; Energie, Mines et Ressources Canada 1981). Des gisements contenant de 0.1 à 60 % d'uranium sont exploités commercialement (Berlin et Rudell 1979). On trouve souvent aux Etats-Unis des teneurs comprises entre 0.05 et 1 % pour des minerais de qualité moyenne, tandis qu'au Canada et au Zaïre la teneur caractéristique est de 1 à 4 % (minerai de qualité élevée). Le taux de récupération de l'uranium contenu dans les minerais est généralement supérieur à 90 %; on procède par lixiviation des minerais puis extraction de l'uranium contenu dans les solutions de lixiviation par échange d'ions, extraction par solvant ou précipitation directe (Environnement Canada 1984).

Au Canada, les gisements d'uranium se trouvent principalement en Ontario, dans le nord de la Saskatchewan, dans les Territoires du Nord-Ouest, au Québec et au Nouveau-Brunswick. La Colombie-Britannique et le Labrador en possèdent de moins importants (Energie, Mines et Ressources Canada 1981; Whillams 1983). On trouve aussi des gisements d'importance dans le nord de l'Australie, en Afrique du Sud, aux Etats-Unis, en U.R.S.S., en Chine et au Brésil (Energie, Mines et Ressources Canada 1981).

En 1984, la production canadienne d'uranium (estimée sous forme de U élémentaire) se chiffrait à 9693 t, dont 45 % provenait de l'Ontario et 54 % de la Saskatchewan (Energie, Mines et Ressources Canada 1985). Environ 15 % de la production canadienne est consommée au Canada; le reste est exporté (Energie, Mines et Ressources Canada 1981). En 1982, le Canada a importé 171 t d'uranium (Statistique Canada 1983). La demande mondiale d'uranium en 1995 sera, estime-t-on, de 70 000 t environ (Energie, Mines et Ressources Canada 1981).

6.2.43.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'uranium est présent surtout dans les roches ignées acides et, en moindres quantités, dans les roches sédimentaires et les roches ignées et basiques. On le trouve dans de nombreux minéraux comme l'uraninite (UO_2), la carnotite [$K_2(UO_2)_2(VO_4)_2 \cdot 3H_2O$], l'autunite [$Ca(UO_2)_2(PO_4)_2 \cdot 10$-

$12H_2O$] et la tobernite [$Cu(UO_2)_2(PO_4)_2 \cdot 8\text{-}12H_2O$] (McNeely et coll. 1980).

La plupart de l'uranium se trouve sous forme d'un mélange des trois isotopes communs, le ^{238}U, le ^{235}U et le ^{234}U, présents dans les proportions respectives de ~9,25 %, ~0,71 % et ~0,0075 % (Environnement Canada 1984). L'uranium est relativement peu abondant dans la croûte terrestre où sa teneur varie de $2,7 \times 10^{-4}$ à $4,0 \times 10^{-4}$ % (Riley et Chester 1971, Berlin et Rudell 1979). La quantité totale d'uranium dans la croûte terrestre jusqu'à une profondeur de 20 km a été estimée à 1×10^{14} t (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Du point de vue géologique, l'uranium est un élément très mobile. On peut calculer approximativement la quantité d'uranium provenant de l'altération et de l'érosion naturelle des roches, à partir de la vitesse d'altération des différents types de roches et de leurs concentrations moyennes d'uranium. Selon les résultats de ce calcul, qui sont donnés au tableau 6-60, environ 27 275 à 32 325 t d'uranium sont déplacées à l'échelle mondiale chaque année (Eriksson 1960; Bowen 1966; Environnement Canada 1984). Les rivières et les sédiments apportent environ 11 000 $t \cdot a^{-1}$ et 8000 $t \cdot a^{-1}$ d'uranium respectivement dans les océans (Goldberg 1976).

Au cours de l'altération, l'uranium, pour la plupart sous forme d'uraninite, est dissous et oxydé en ion uranyl soluble (UO_2^{2+}) sous l'action des eaux de surface et des eaux souterraines (Environnement Canada 1984). La vitesse de dissolution de l'uraninite (U(IV)) dépend de la teneur en oxygène dissous, de la teneur en carbonate total dissous, de la température, du pH, du Eh, de la teneur en matières organiques et de la concentration d'autres substances dissoutes (Taylor 1979).

Les déchets provenant des mines d'uranium et des installations de traitement de combustible nucléaire peuvent contribuer à l'apport d'ions uranyl dans l'eau. La combustion de matières organiques (bois et tourbes) et de combustibles fossiles, le grillage de minerais au cours de l'extraction et de l'affinage des métaux et pendant la fabrication de ciment, et l'incinération de déchets solides peuvent constituer d'importantes sources anthropiques d'uranium dans l'environnement atmosphérique. L'uranium rejeté par ces sources finit par atteindre les eaux de surface (Environnement Canada 1984).

Tableau 6-60. Quantité estimée d'uranium libéré dans l'environnement par altération et érosion[1]

Type de roche	Vitesse d'altération (10^6 $t \cdot a^{-1}$)	Concentration moyenne ($mg \cdot kg^{-1}$)	Quantité totale de U libéré ($t \cdot a^{-1}$)
Ignée	700-1500	2,7	1890-4050
Schiste argileux	6500	3,7	24 050
Grès	1500	0,45	675
Calcaire	300	2,2	660
Total	9000-9800		27 275-32 325

[1] Mentionnée dans Environnement Canada 1984.

Sources: Eriksson 1960; Bowen 1966.

Tableau 6-61. Concentrations d'uranium dans l'eau, les sédiments, les sols et les roches dans diverses régions du Canada

Endroit	Concentration[1] d'uranium	Type d'échantillon
Terre-Neuve	1,47-2,38 $mg \cdot kg^{-1}$	Sédiment lacustre
	15-155 $ng \cdot L^{-1}$	Eau lacustre
Ontario	5,08-5,35 $mg \cdot kg^{-1}$	Sédiment lacustre
	65-115 $ng \cdot L^{-1}$	Eau lacustre
Saskatchewan	3,34-6,15 $mg \cdot kg^{-1}$	Sédiment lacustre
	7,00[2] $mg \cdot kg^{-1}$	Sédiment fluviatile (contaminé)
	5,10[2] $mg \cdot kg^{-1}$	Sédiment fluviatile (non contaminé)
	21 $ng \cdot L^{-1}$	Eau lacustre
Colombie-Britannique	8,99-13,7 $mg \cdot kg^{-1}$	Sédiment fluviatile
	190-273 $ng \cdot L^{-1}$	Eau de cours d'eau
Territoires du Nord-Ouest	22,0-24,7 $mg \cdot kg^{-1}$	Sédiment lacustre
	132-154 $ng \cdot L^{-1}$	Eau lacustre
Yukon	3,04-12,00 $mg \cdot kg^{-1}$	Sédiment fluviatile
Nouveau-Brunswick, Nouvelle-Ecosse, Ile-du-Prince-Edouard	1000 $ng \cdot L^{-1}$	Eau de puits

[1] Les valeurs sont des moyennes arithmétiques, à moins d'indication contraire.
[2] Moyenne géométrique.

Source: CNRC 1983.

6.2.43.3 Concentrations dans l'environnement

L'uranium est largement distribué dans la croûte terrestre où sa concentration moyenne est d'environ 3-4 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Statistique Canada 1983).

Au Canada, la concentration d'uranium dans les eaux de surface provenant des cours d'eau des montagnes Rocheuses varie de 0,02 à 89,8 $\mu g \cdot L^{-1}$, la moyenne pour 22 580 échantillons étant de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Garrett 1982). Des échantillons d'eau prélevés dans environ 37 000 lacs du Bouclier canadien (Labrador, Ontario, Manitoba, Saskatchewan, Territoires du Nord-Ouest et île de Baffin, entre 1976 et 1978) présentaient des concentrations variant de 0,001 à 170,0 $\mu g \cdot L^{-1}$, la médiane calculée étant de 0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Environnement Canada 1984). La teneur en uranium de l'eau du lac Michigan est de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Wahlgren et Orlandini 1982). Celle du lac Ontario, à proximité de Port Hope (Ontario), d'où provient l'eau des systèmes d'approvisionnement, est d'environ 1,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (CMI 1981). Les concentrations d'uranium dans diverses régions canadiennes sont présentées au tableau 6-61. La concentration moyenne dans les sédiments des cours d'eau douce des montagnes Rocheuses est de 3,4 $mg \cdot kg^{-1}$ (23 501 échantillons). La teneur en uranium des sédiments des lacs du bouclier canadien varie de 0,1 à 733 $mg \cdot kg^{-1}$, avec une valeur moyenne de 4,6 $mg \cdot kg^{-1}$ (41 028 échantillons) (Garrett 1982). Le tableau 6-62 donne les concentrations moyennes d'uranium dans les sédiments des Grands lacs (pour l'ensemble de chaque lac).

La concentration d'uranium varie dans les eaux souterraines. La concentration moyenne au Canada est de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982). Toutefois, les concentrations à certains endroits peuvent être plus élevées. Par exemple, dans les eaux de certains puits isolés à proximité de Tweed dans le sud-est de l'Ontario, les concentrations d'uranium peuvent atteindre 80 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Environnement Canada 1984). Dans le sud-ouest de la Saskatche-

Tableau 6-62. Concentrations moyennes d'uranium dans les sédiments des Grands lacs (pour l'ensemble de chaque lac)

Lac	Concentration moyenne ($mg \cdot kg^{-1}$)	Intervalle[1] ($mg \cdot kg^{-1}$)	Ecart type
Supérieur	0,59	≤0,2-1,9	0,4
Huron	0,41	≤0,2-1,5	0,27
Baie Georgienne	0,38	≤0,2-1,7	0,27
Michigan	2,19	0,5-9,2	1,05
Sainte-Claire (1970)	1,16	≤0,2-2,0	0,56
(1974)	1,22	0,4-2,5	0,58
Erié	0,43	≤0,2-2,8	0,33
Ontario	0,23	≤0,2-0,9	0,10

[1] Limite de détection minimale = 0,2 $mg \cdot kg^{-1}$.

Sources: T[illegible]as 1982; Environnement Canada 1984.

Tableau 6-63. Concentrations d'uranium dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] (dissous) ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	0,10-2,10	19	Avant 1980
Ouest (3 stations)	0,097-2,14	7	1980-1983
Centre[2] (cours d'eau/ rivières)	0,28-0,65	14	1981-1982
Atlantique	0,25-0,73	9	1981-1983

[1] Limite de détection = 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$.
[2] On ne rapporte que les échantillons prélevés en Ontario.

Source: NAQUADAT 1985.

wan, la concentration moyenne d'uranium dans l'eau des puits varie de 0,8 $\mu g \cdot L^{-1}$ jusqu'à 39 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Dyck et coll. 1976). D'après des études effectuées aux Etats-Unis, en Europe et en Australie, la plupart des concentrations sont inférieures à 2,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Harmsen et de Haan 1980).

Les concentrations d'uranium dans l'environnement au Canada, tirées de la base de données NAQUADAT, sont présentées au tableau 6-63.

6.2.43.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'uranium possède les degrés d'oxydation +3, +4, +5 et +6, l'état hexavalent étant le plus stable. L'uranium n'existe pas dans la nature à l'état élémentaire, car il s'agit d'un métal réducteur très réactif. En milieu aqueux, la chimie de l'ion hexavalent correspond à celle de l'ion uranyle (UO_2^{2+}), qui est très stable; il forme des sels et des complexes stables avec de nombreux anions communs. En général, en milieu oxydant, l'ion uranyle (U(VI)) prédomine, tandis que l'ion uraneux (U(IV)) est présent en milieu réducteur. La caractérisation des espèces (ioniques) de l'uranium en solution aqueuse est très complexe en raison des nombreuses possibilités de réactions complexantes avec tous les ions autres que le ClO_4^-. Des réactions hydrolytiques peuvent également donner des ions polymétriques. L'uranium peut être précipité sous forme de UO_2 insoluble ou être adsorbé sur des argiles et des oxydes métalliques hydratés (Cotton et Wilkinson 1980).

Dans les eaux aérobies, l'agent complexant le plus important est le carbonate. A un pH inférieur à 5, les espèces prédominantes de l'uranium sont le UO_2^{2+} et le UO_2OH^+; toutefois, à un pH supérieur à 5 et en présence de bioxyde de carbone, ce sont les carbonates qui prédominent. A pH 5, l'espèce prédominante est le UO_2CO_3 neutre; à pH 6-7, c'est l'espèce $UO_2(CO_3)_2^{2-}$ qui prédomine, tandis qu'à pH 8, c'est le $UO_2(CO_3)_3^{4-}$. Les carbonates d'uranyle sont tous très stables aux potentiels redox caractéristiques des eaux naturelles. Les complexes renfermant du soufre sont également solubles, tandis que les complexes contenant du potassium et des phosphates sont très insolubles (Taylor 1979; Giblin et coll. 1981).

La sorption joue un rôle dominant dans le devenir de l'uranium en milieu aquatique. La sorption sur les minéraux argileux comme la kaolinite à un pH inférieur à 5 et sur de l'oxyde ferrique hydraté à des pH plus élevés dans des eaux aérobies diminue la mobilité de l'uranium (Giblin et coll. 1981).

L'uranium n'est pas un élément essentiel; cependant, on en trouve dans la plupart des tissus vivants (Bowen 1979). Il peut s'accumuler dans un grand nombre de plantes aquatiques, d'organismes inférieurs, d'invertébrés et de poissons (Environnement Canada 1984). L'algue *Ochromonas* sp. absorbe l'uranium contenu dans l'eau et l'accumule par un facteur de 330 en 48 h (Morgan 1961), tandis que l'algue verte *Spirogyra* sp. l'accumule par un facteur de 2096 (Stegner et Kobal 1982). L'uranium atteignait des concentrations extracellulaires correspondant à 10-15 % du poids sec des cellules dans la levure *Saccharomyces cerevisiae*, la sorption optimale se produisant à pH 5,9-6,8 (Strandberg et coll. 1981). On a trouvé des concentrations élevées d'uranium dans les trichoptères (2,88 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec) et dans *Gammarus fossarum* (0,06 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids sec)), des invertébrés benthiques, prélevés dans un cours d'eau pollué par des eaux provenant d'une mine d'uranium (Stegner et Kobal 1982). Le zooplancton des lacs Supérieur, Michigan et Erié contenait environ 18 $\mu g \cdot kg^{-1}$ d'uranium. En comparaison, la concentration moyenne d'uranium dans de petits poissons entiers utilisés comme fourrage (*Alosa pseudoharengus*, *Notropis hudsonius*, *Percopsis omiscomaycus*) était de 3 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec). La concentration moyenne d'uranium trouvée dans le foie de poissons de la famille des salmonidés, des corégonidés, des percidés, des cyprinidés, des osméridés et des perciformes était d'environ 2 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) (Lucas et coll. 1970). On a trouvé dans les muscles de truites de lac (*Salvelinus namaycush*) et de ciscos (*Coregonus artedii*), pêchés dans les Territoires du Nord-Ouest au cours d'une étude sur les déchets miniers et sur les eaux réceptrices, des concentrations de 190-290 $\mu g \cdot kg^{-1}$ et de 110 $\mu g \cdot kg^{-1}$ respectivement. Le foie en contenait 120-180 $\mu g \cdot kg^{-1}$ et 120 $\mu g \cdot kg^{-1}$ respectivement (Falk et coll. 1973). Comme la concentration d'uranium diminue au fur et à mesure que l'on s'élève dans la chaîne trophique, on ne s'attend pas qu'il y ait bioamplification (Lucas et coll. 1970).

6.2.43.5 Bibliographie

Berlin, M. et B. Rudell. 1979. Uranium. *Dans* Handbook on the Toxicology of Metals. L. Friberg, G.F. Nordberg and V.B. Vouk (eds.). Elsevier/North-Holland Biomedical Press, Amsterdam, The Netherlands. (Mentionnée dans Environnement Canada 1984.)

Bowen, H.J.M. 1966. Trace Elements in Biochemistry. Academic Press, London. (Mentionnée dans Environnement Canada 1984.)

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, Toronto, Ontario. 333 pp.

CMI. 1981. Report on Great Lakes Water Quality. Rapport annexe du Great Lakes Water Quality Board à la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CNRC. 1983. La radioactivité dans l'environnement aquatique au Canada. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 19251. 292 pp.

Cotton, P.A. et G. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. 4th edition. John Wiley & Sons, Toronto. 1396 pp.

Dyck, W., R.A. Campbell et S.H. Whitaker. 1976. Well water uranium reconnaissance, southwestern Saskatchewan. *Dans* Uranium in Saskatchewan. Spec. Publ. Sask. Geol. Soc. Vol. 3. pp. 157-168.

Energie, Mines et Ressources Canada. 1981. L'uranium au Canada 1980. Evaluation en 1980 de l'offre et des besoins. Report EP 81-3.

Energie, Mines et Ressources Canada. 1985. Canadian mineral production 1983 and 1984. Can. Min. J. 106(2): 26-27.

Environnement Canada. 1984. L'uranium. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 1. Les substances chimiques inorganiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

Eriksson, E. 1960. The yearly circulation of chloride and sulfur in nature; meteorological, geochemical and pedological implications. Tellus 12: 63-109. (Mentionnée dans Environnement Canada 1984.)

Falk, M.R., M.D. Miller et S.J.M. Kostiuk. 1973. Biological Effects of Mining Wastes in the Northwest Territories. Canadian Fisheries and Marine Service (CEN/T-73-10). (Mentionnée dans Environnement Canada 1984.)

Garrett, R.G. 1982. Communication personnelle. Geological Survey of Canada, Ottawa. (Mentionnée dans Environnement Canada 1984.)

Giblin, A.M., B.D. Batts et D.J. Swaine. 1981. Laboratory simulation studies of uranium mobility in natural waters. Geochim. Cosmochim. Acta 45: 699-709.

Goldberg, E.D. 1976. The Health of the Oceans. UNESCO Press, Paris. pp. 97-117. (Mentionnée dans Environnement Canada 1984.)

Harmsen, K. et F.A.M. de Haan. 1980. Occurrence and behaviour of uranium and thorium in soil and water. Neth. J. Agric. Sci. 28: 40-62. (Mentionnée dans Environnement Canada 1984.)

Lucas, H.F., Jr., D.N. Edgington et P.J. Colby. 1970. Concentrations of trace elements in Great Lakes fishes. J. Fish. Res. Board Can. 27: 677-684.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Uranium. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures. Environnement Canada, Ottawa. p. 72.

Morgan, G.B. 1961. The adsorption of radioisotopes by certain microorganisms. Q. J. Fl. Acad. Sci. 24: 94-100.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Riley, J.P. et R. Chester. 1971. Introduction to Marine Chemistry. Academic Press, New York. (Mentionnée dans Environnement Canada 1984.)

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Uranium. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 599-610.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Stegnar, P. et I. Kobal. 1982. Uptake and distribution of radium and uranium in the aquatic food chain. *Dans* Proc. Int. Symp. on Migration in the Terrestrial Environment of Long-lived Radionuclides from the Nuclear Fuel Cycle. July 1981, Knoxville, Tennessee. (Mentionnée dans Environnement Canada 1984.)

Strandberg, G.W., S.E. Shumate, II et J.R. Parrot, Jr. 1981. Microbial cells as biosorbents for heavy metals: accumulation of uranium by *Saccharomyces cerevisiae* and *Pseudomonas aeruginosa*. Appl. Environ. Microbiol. 41: 237-245.

Taylor, G.H. 1979. Biogeochemistry of uranium minerals. *Dans* Biogeochemical Cycling of Mineral-forming Elements. P.A. Trudinger and D.J. Swaine (eds.). Stud. Environ. Sci. Vol. 3. Elsevier Scientific Publ. Co., New York. pp. 485-514.

Thomas, R. 1982. Communication personnelle. Laboratoire de biolimnologie des Grands lacs, Centre canadien des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ontario). (Mentionnée dans Environnement Canada 1984.)

Wahlgren, M.A. et K.A. Orlandini. 1982. Comparison of the geochemical behaviour of plutonium, thorium and uranium in selected North American lakes. *Dans* Proc. Int. Symp. on Migration in the Terrestrial Environment of Long-lived Radionuclides from the Nuclear Fuel Cycle. July 1981, Knoxville, Tennessee. (Mentionnée dans Environnement Canada 1984.)

Whillans, R.T. 1983. Uranium. *Dans* l'Annuaire des minéraux du Canada 1980. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. pp. 565-586.

6.2.44 Vanadium

6.2.44.1 Utilisations et production

Le vanadium et ses composés sont utilisés en métallurgie (acier utilisé dans les procédés de combustion, outils, matrices et ressorts, alliages au titane très résistants) comme catalyseurs lors de la production de polymères, d'acide sulfurique et d'acier nitrique, et dans les colorants, les encres et les peintures (Venugopal et Luckey 1978).

On trouve du vanadium dans le pétrole brut et le charbon (NAS 1974). Les teneurs moyennes en vanadium des pétroles bruts de l'Ouest canadien et du Venezuela sont de 43 $mg \cdot kg^{-1}$ et de 112 $mg \cdot kg^{-1}$ respectivement (Bertine et Goldberg 1971; NAS 1974). Aux Etats-Unis, le charbon a une teneur moyenne en vanadium de 25 $mg \cdot kg^{-1}$ (Bertine et Goldberg 1971; Zoller et coll. 1973; NAS 1974).

Le vanadium entre en proportions de 0,05 à 5 % dans une grande variété de produits (NAS 1974). L'industrie de l'acier consomme plus de 90 % de la production de vanadium, sous forme de ferrovanadium standard ou d'autres ferro-alliages au vanadium (Shaw 1984).

Aucun vanadium sous forme de V_2O_5 n'est produit présentement au Canada. Cependant la Masterloy Products Ltd. importe du V_2O_5 pour la production de ferrovanadium à son usine d'Ottawa. En 1981, le Canada a importé 562 t de ferrovanadium alors que la consommation canadienne de ferrovanadium était de 674 t (Shaw 1984).

6.2.44.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le vanadium, un élément omniprésent dans la croûte terrestre, se classe au 22e rang quant à son abondance; il est associé à la roche ignée basique, aux complexes de carbonatite, aux complexes de magnétite titanifère et aux dépôts

de chromite, d'uranium, de fer et de manganèse (Rose 1973). Parmi les minerais à forte teneur en vanadium, citons la partonite, la roscoélite, la vanadinite, la descloïzite, les roches phosphatées et la carnotite (Shamberger 1978; Shaw 1984). On trouve du vanadium dans le charbon et le pétrole brut (NAS 1974). Les infiltrations naturelles venant des dépôts carbonés (p. ex. les sables bitumeux) constituent une source de vanadium dans l'environnement aquatique (van Zinderen Bakker et Jaworski 1981).

Le vanadium pénètre dans l'environnement aquatique de diverses façons, par exemple, par les retombées atmosphériques, l'altération de minerais, d'argile et de laitiers enrichis en vanadium, et la lixiviation de cendres de charbon et de déchets des mines de charbon (Zoller et coll. 1973; van Zinderen Bakker et Jaworski 1981). Le vanadium peut se fixer sur les agents complexants organiques naturels, s'adsorber sur les échangeurs d'anions (particules argileuses), coprécipiter avec l'oxyde ferrique hydraté amorphe dans le sol ou s'adsorber sur celui-ci (Hopkins et coll. 1977).

L'érosion superficielle est, de loin, la source la plus importante de vanadium (van Zinderen Bakker et Jaworski 1981). Selon des estimations, l'eau des rivières transporte jusque dans les océans 32×10^3 t de vanadium en solution et 280×10^3 t sous forme de matières particulaires et de matières en suspension (Bertine et Goldberg 1971; Shamberger 1978). Les quantités de vanadium d'origine anthropique présentes dans l'eau et dans les sédiments sont de beaucoup inférieures à l'ensemble du vanadium d'origine naturelle (Schroeder 1970, 1974; Bertine et Goldberg 1971).

Le vanadium d'origine anthropique existe surtout sous forme de particules en suspension dans l'air provenant de la combustion de pétrole et de charbon et, en quantités moindres, de la production d'acier (van Zinderen Bakker et Jaworski 1981). La concentration atmosphérique moyenne de vanadium au-dessus des régions non urbaines des Etats-Unis varie de moins de 1 à 40 $ng \cdot m^{-3}$ (NAS 1974).

Au Canada, l'ensemble des émissions atmosphériques de vanadium provenant de la production d'acier ne contribue qu'à 1 % de l'apport atmosphérique total (Environnement Canada 1976). La combustion de mazouts riches en vanadium peut entraîner des concentrations atmosphériques maximales de 10 000-20 000 $ng \cdot m^{-3}$ dans les villes au Canada (van Zinderen Bakker et Jaworski 1981). Ce type de mazout est largement utilisé dans la région de l'Atlantique (NAS 1974). Dans toutes les provinces situées à l'est de l'Ontario, des taux d'émission élevés ont été signalés, le Québec étant responsable de 64 % de l'ensemble des émissions au Canada (Environnement Canada 1976).

6.2.44.3 Concentrations dans l'environnement

Les concentrations de vanadium dans l'eau douce varient de moins de 0,3 à 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Schroeder 1970; NAS 1974). Des concentrations de vanadium de 0-0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ ont été mesurées dans le lac Ontario (Chau et coll. 1970). Un seul échantillonnage destiné à déterminer la teneur en vanadium total a été effectué (avant 1980) dans la région du Pacifique; la concentration trouvée était de 900 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) (NAQUADAT 1985).

Dans la région de l'Ouest, la concentration de vanadium (total) signalée pour 183 échantillons prélevés entre 1980 et 1985 variait de non décelable (0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) à 19 $\mu g \cdot L^{-1}$. L'analyse de 1763 échantillons prélevés dans la même région entre 1980 et 1985 a révélé des concentrations de vanadium récupérable comprises entre non décelables (1 $\mu g \cdot L^{-1}$) et 0,11 $mg \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT 1985). Dans les eaux souterraines, on a signalé des concentrations de vanadium, habituellement sous forme d'espèces pentavalentes solubles, inférieures à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (NAS 1974; Strosher et Peake 1976). Les eaux urbaines peuvent en renfermer 1-6 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Beliles 1978).

6.2.44.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le vanadium, dont les degrés d'oxydation sont 0, +1, +2, +3, +4 et +5, existe dans la nature sous forme d'espèces oxydées comme les vanadates métalliques. Les composés du vanadium aux degrés d'oxydation +2 et +3 sont basiques; par contre, ceux aux degrés d'oxydation +4 et +5 sont amphotères (Shamberger 1978). En général, le vanadium est présent dans la croûte terrestre sous forme de sel trivalent relativement insoluble. Seuls certains minéraux sulfurés rares contiennent du vanadium bivalent à l'état naturel (Rose 1973).

En milieu neutre ou alcalin, le vanadium est très mobile; il est moins mobile en milieu oxydant et acide et devient pratiquement immobile en milieu réducteur (Brooks 1972). Les espèces tétravalentes du vanadium peuvent s'oxyder et donner des espèces pentavalentes (en fait, un mélange de VO_3^-, $V_2O_7^{4-}$, $V_4O_{11}^{2-}$ et $V_6O_{18}^{3-}$) qui sont hydrosolubles (Rose 1973; Shamberger 1978). Le vanadium en solution existe habituellement sous forme d'espèces pentavalentes. La solubilité du pentoxyde de vanadium dans l'eau est de 7 $mg \cdot L^{-1}$ (NAS 1974).

On a fait des études approfondies sur les espèces de vanadium dans les systèmes marins, mais ce genre d'étude est rare dans les systèmes d'eau douce (Allan et Brunskill 1976; Kemp et coll. 1976; Allan et Jackson 1978). Le vanadium dans les eaux souterraines des sables bitumineux de l'Athabaska existe habituellement sous forme d'espèces pentavalentes (Schroeder 1970; NAS 1974). En Angleterre, en Irlande, au Japon, en Suède et aux Etats-Unis, on a trouvé que le vanadium était un constituant des eaux dures mais qu'il était absent des eaux douces (Shamberger 1978). La plupart du vanadium présent dans les fleuves et les rivières précipite lorsqu'il atteint la mer, enrichissant ainsi les boues marines (Schroeder 1970; NAS 1974)

On possède peu de renseignements sur la bioaccumulation du vanadium par les espèces d'eau douce, même si certains invertébrés benthiques marins, en particulier les tuniciers, en accumulent jusqu'à 10^5-10^6 fois sa concentration dans l'environnement marin normal (Biggs et Swinehart 1976). On a trouvé que certaines algues marines accumulent le vanadium. Cet élément est aussi absorbé par les plantes supérieures et l'on en trouve des concentrations élevées chez *Pontedaria cordata*, *Phyllospadix iwatensis* et *Thalassia testudinum* (Lee 1983). Les poissons d'eau douce et d'eau salée renferment des traces de vanadium. Selon des études sur l'importance de la bioaccumulation du vanadium dans les écosystèmes aquatiques, il ne semble pas y avoir bioamplification (Lee 1983).

6.2.44.5 Bibliographie

Allan, R.J. et G.J. Brunskill. 1976. Relative atomic variation (RAV) of elements in lake sediments: Lake Winnipeg and other Canadian lakes. *Dans* Interactions Between Sediments and Freshwater. G.L. Golterman (ed.). Junle and Pudoc, The Hague. pp. 108-120.

Allan, R. et T. Jackson. 1978. Heavy Metals in Bottom Sediments of the Mainstream Athabasca River System in the AOSERP Study Area. AOSERP (Alberta Oil Sands Environmental Research Program) Report No. 34. Edmonton, Alberta. 72 pp. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

Beliles, R.P. 1978. The lesser metals. *Dans* Toxicity of Heavy Metals in the Environment. Part 2. F.W. Oehme (ed.). Marcel Dekker Inc., New York. pp. 547-615. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

Bertine, K.K. et E.D. Goldberg. 1971. Fossil fuel combustion and the major sedimentary cycle. Science 173: 233-235.

Biggs, W.R et J.H. Swinehart. 1976. Metal ions in biological systems. *Dans* Vanadium in Selected Biological Systems. H. Sigel (ed.). Marcel Dekker Inc., New York. pp. 141-196. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

Brooks, R.R. 1972. Geobotany and Biogeochemistry of Mineral Exploration. Harper and Row Publ., New York. 290 pp. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

Chau, Y.K., V.K. Chawla, H.F. Nicholson et R.A. Vollenweider. 1970. Distribution of trace elements and chlorophyll *a* in Lake Ontario. *Dans* Proc. 13th Conf. on Great Lakes Research. Part 2. April 1-3, Buffalo, New York. pp. 659-672.

Environnement Canada. 1976. Inventaire national des sources et émissions de manganèse, fluorure et vanadium. Résumé des émissions pour 1972. Revue économique et technique EPS-3-AP-76-1. Direction générale de l'assainissement de l'air, Service de la protection de l'environnement, Ottawa. (Epuisé.)

Hopkins, L.L., H.L. Cannon, A.T. Musch, R.M. Welch et F.H. Nielson. 1977. Vanadium. Geochem. Environ. 2: 93-107. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

Kemp, A.L.W., R.L. Thomas, C.I. Dell et J.M. Jacquet. 1976. Cultural impact on the geochemistry of sediments in Lake Erie. J. Fish. Res. Board Can. 33: 440-462.

Lee, K. 1983. Vanadium in the aquatic ecosystem. *Dans* Aquatic Toxicology. J.O. Nriagu (ed.). John Wiley & Sons, New York. pp. 155-187.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1974. Vanadium. Medical and Biologic Effects of Environmental Pollutants. Committee on Biologic Effects of Atmospheric Pollutants, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

Rose, E.R. 1973. Geology of Vanadium and Vanadiferous Occurrences of Canada. Economic Geology Report No. 17, Energie, Mines et Ressources, Canada, Ottawa. 130 pp. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

Schroeder, H.A. 1970. Vanadium. American Petroleum Institute. Air Quality Monograph No. 70-13. 32 pp. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

Schroeder, H.A. 1974. The Poisons Around Us: Toxic Metals in Food, Air and Water. Indiana University Press, Bloomington, Indiana. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

Shamberger, R.J. 1978. Beneficial effects of trace elements. *Dans* Toxicity of Heavy Metals in the Environment. Part 2. Chap. 29. F.W. Oehme (ed.). Marcel Dekker Inc., New York. pp. 689-796. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

Shaw, D. 1984. Vanadium. *Dans* l'Annuaire des Minéraux du Canada 1982. Direction des ressources minérales, Energie, Mines et Ressources Canada, Ottawa. Rapport nº 32.

Strosher, M.T. et E. Peake. 1976. The Evaluation of Waste-waters from an Oil Sands Extraction Plant. AOSERP (Alberta Oil Sands Environmental Research Project) Report No. 5. Calgary, Alberta. 103 pp. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

van Zinderen Bakker, E.M. et J.F. Jaworski. 1981. Effets du vanadium dans l'environnement canadien. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18133. 92 pp.

Venugopal, B. et T.D. Luckey. 1978. Metal Toxicity in Mammals. Vol. 2. Plenum Press, New York. pp. 220-226. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

Zoller, W.H., G.E. Gordon, E.S. Gladney et A.G. Jones. 1973. The sources and distribution of vanadium in the atmosphere. *Dans* Trace Elements in the Environment. Adv. Chem. Ser. No. 123. pp. 31-47. (Mentionnée dans van Zinderen Bakker et Jaworski 1981.)

6.2.45 Zinc

6.2.45.1 Utilisations et production

Le zinc est utilisé comme revêtement protecteur du fer et de l'acier (35 % de la production globale de zinc), dans les alliages pour moulage sous pression (25 %), dans le laiton (20 %), dans les plaques et bandes entrant dans la fabrication de piles sèches, dans les revêtements de toiture et les accessoires extérieurs des édifices, et dans certains procédés d'imprimerie (Brown 1978).

En 1984, la production des mines de zinc et la production de zinc affiné au Canada ont été évaluées à 1 185 000 et à 685 000 t respectivement. Cette même année, la production mondiale de zinc était de 5 000 000 t, et la consommation canadienne d'environ 141 600 t (Gauvin 1985).

6.2.45.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les principaux minerais de zinc sont des sulfures, comme la sphalérite et la wurtzite (qui sont du ZnS de forme cubique et de forme hexagonale, respectivement), du carbonate connu sous le nom de smithsonite ou de calamine ($ZnCO_3$) et du silicate connu sous le nom de willémite (Zn_2SiO_4) (Browning 1969). Dans les sulfures, le zinc est souvent combiné à d'autres éléments, en particulier le fer, le cuivre et le plomb.

Le zinc pénétrant dans l'environnement peut être d'origine naturelle ou anthropique (tableau 6-64).

6.2.45.3 Concentrations dans l'environnement

Le zinc se classe au 24e rang quant à son abondance dans la croûte terrestre où sa concentration moyenne est de 70 $mg \cdot kg^{-1}$. La concentration de zinc extractible dans les eaux de surface au Canada est habituellement d'environ $<0{,}001$-$0{,}10$ $mg \cdot L^{-1}$ (rivières) et de $<0{,}001$-$0{,}05$ $mg \cdot L^{-1}$ (lacs) (Taylor et Demayo 1980). Le tableau 6-65 donne les concentrations de zinc dans les eaux de surface au Canada. Dans certaines eaux, par exemple dans les eaux acides et dans celles des régions minières, on trouve parfois des concentrations 10-1000 fois plus élevées. La concentration de zinc dans les premiers centimètres des sédiments fluviatiles et lacustres est de 10-700 $mg \cdot kg^{-1}$, la concentration moyenne étant d'environ 120 $mg \cdot kg^{-1}$ (Taylor et Demayo 1980).

6.2.45.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

En solutions aqueuses, le zinc possède le degré d'oxydation +2 et se comporte comme une substance amphotère: il

Tableau 6-64. Estimation annuelle des quantités de zinc pénétrant dans l'environnement à partir de sources naturelles et anthropogènes

Source	Quantité (10^3 t)
Naturelle	
Altération	725
Erosion	25
Autre	18,5
Total	768,5
Anthropogène	
Production de zinc de première fusion	99
Combustion de bois	75
Incinération de déchets	37
Production de fer et d'acier	35
Autres émissions atmosphériques	68
Eaux usées urbaines	100
Total	414

Source: Taylor et Demayo 1980.

Tableau 6-65. Concentrations de zinc dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	1-130	154	1980-1985
Ouest	1-290	1588	1980-1985
Centre	1-1170	1312	1980-1985
Atlantique	0,1-190	303	1980-1985

[1] Limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (total).

Source: NAQUADAT 1985.

se dissout dans les acides pour donner un cation hydraté Zn(II), et dans les bases fortes pour donner l'anion zincate, qui possède probablement la forme $Zn(OH)_4^{2-}$ (Cotton et Wilkinson 1980). Le zinc peut aussi donner des composés et des complexes organozinciques avec des ligands anioniques, cationiques ou neutres, ou avec des ligands plus complexes (Aylett 1973). Dans les eaux naturelles, on trouve plusieurs espèces de zinc, comme des ions hydratés simples et des complexes inorganiques et organiques (Taylor et Demayo 1980; Spear 1981).

Il n'existe pas suffisamment de données sur les espèces chimiques pour élaborer un modèle complet simulant le transport et la transformation du zinc dans le milieu aquatique. Les premiers modèles décrivant les espèces chimiques de zinc dans des systèmes aqueux simplifiés sont inexacts et on n'a toujours pas vérifié expérimentalement l'existence de plusieurs complexes importants (Spear 1981). Cependant, on peut dégager certaines tendances générales: par exemple, dans la plupart des eaux naturelles, le zinc existe principalement sous forme de cation bivalent; la présence de fortes teneurs en matières organiques dans l'eau peut avoir un effet important sur l'espèce de zinc qui s'y trouve (U.S. EPA 1979).

Dans les eaux naturelles, on trouve du zinc en suspension et en solution sous forme d'ion simple hydraté, de composés inorganiques (p.ex. $ZnCO_3$), de complexes organiques stables (p. ex. Zn-cystéinate) et à l'état adsorbé sur des colloïdes inorganiques (Zn^{2+}-argile) ou organiques (Zn^{2+}-acides humiques) ou emprisonné dans ceux-ci. La proportion de zinc sous chacune de ces formes dépend du pH de l'eau, de la quantité totale de zinc dans l'eau et de la présence d'autres ions métalliques et d'autres composés organiques et inorganiques (Florence et Batley 1977).

Selon des calculs théoriques, la concentration de zinc dans l'eau douce devient maximale lorsque le pH et l'alcalinité sont faibles et que la force ionique est élevée (Hem 1972). Le pH et l'alcalinité sont les principaux paramètres influant sur les espèces chimiques en eau douce (Taylor et Demayo 1980).

Des modélisations basées sur les concentrations mesurées de différentes espèces en solution dans des échantillons d'eau prélevés dans le lac Celyn (Galles du Nord) (pH 6,2) (ligands humiques, 1,2; Zn, 0,18; Mg, 10; Ca, 26; Mn, 0,35; Ni, 0,02; Co, 0,017; Cu, 0,01; Cd, 0,0036; et Hg, 0,00035 $\mu mol \cdot L^{-1}$) ont montré que 88,8 % du zinc existait sous forme d'ion libre (Zn^{2+}), 7 % sous forme de complexes avec des ligands humiques, 3,1 % sous forme de bicarbonate, 0,6 % sous forme de carbonate et 0,5 % sous forme de sulfate (Mantoura et coll. 1978).

Des modélisations applicables aux eaux douces et tenant compte des substances humiques et des ligands inorganiques ont montré qu'à un pH inférieur à 7, l'espèce dominante était le Zn^{2+}, suivie de $ZnHCO_3$, de $ZnCO_3$, des complexes humiques et de $ZnOH^+$. Lorsque le pH augmente, les concentrations de $ZnCO_3$, de Zn-substances humiques et de $ZnOH^+$ augmentent tandis que celles de Zn^{2+} et de $ZnHCO_3$ diminuent. La diminution de l'alcalinité favorise la formation d'ions métalliques libres, alors que l'augmentation du pH et de la concentration de substances humiques favorise la formation de complexes humiques. Par exemple, en présence de 20 $mg \cdot L^{-1}$ de substances humiques et à un pH de 6,5, 8,3 % du zinc était complexé par les matières humiques; par contre, à pH 8,09, cette proportion augmentait à 64,7 %. La concentration de zinc dissous, que le modèle permettait aussi de calculer à partir de la solubilité du silicate de zinc (willémite-Zn_2SiO_4), diminuait d'une valeur d'environ 20 $mg \cdot L^{-1}$ à pH 6,5 à environ 0,06 $mg \cdot L^{-1}$ à pH 8,09 (Wilson 1978).

La sorption du zinc par les oxydes métalliques hydratés, les minéraux argileux et les matières organiques semble être un processus important dans le milieu aquatique (U.S. EPA 1979). En présence de matières solides dissoutes, une bonne partie du zinc est transporté en solution sous forme de complexes ou de cations hydratés (Perhac 1974a, b). Toutefois, en présence de matières solides en suspension, la plupart du zinc est sorbé sur des particules en suspension et des particules colloïdales (Kubota et coll. 1974; Steele et Wagner 1975). Si des concentrations élevées de manganèse et de fer réduit sont introduites dans des eaux de surface aérobies, il se peut que le zinc en solution soit coprécipité et sorbé par les oxydes de manganèse et de fer hydratés (Lee 1975). Au-dessus de pH 7,0, les oxydes métalliques, les argiles et l'apatite sont des adsorbants efficaces, capables de fixer 90-100 % du zinc (Spear 1981). En général, on ne prévoit pas que le zinc soit adsorbé à un pH inférieur à 6,0 (Jenne 1968), bien que ce soit possible pour certaines argiles, en particulier la montmorillonite (Farrah et Pickering 1977). Dans les systèmes anaérobies, les oxydes métalliques hydratés peuvent se so-

lubiliser et libérer des ions zinc (Sims et Patrick 1978). On prévoit aussi que l'adsorptivité diminuera à mesure qu'augmentera la force ionique (James et MacNaughton 1977). Dans des conditions anaérobies et en présence de soufre, il y a production de sulfure de zinc insoluble. Cependant, lorsque le potentiel d'oxydo-réduction augmente, l'oxydation du sulfure entraîne la dissolution et la remobilisation du zinc (Jonasson et Timperley 1975).

Rien n'indique que la photolyse ou la volatilisation jouent un rôle important dans l'élimination du zinc de l'eau (U.S. EPA 1979).

Le zinc est distribué dans tout le biote aquatique. Comme le zinc est un élément essentiel, il est rapidement bioaccumulé (U.S. EPA 1980). Bien que la plupart des renseignements existants concernent l'environnement marin, les concentrations résiduelles dans les organismes d'eau douce ne seront pas tellement différentes, estime-t-on, de celles dans les organismes marins (U.S. National Research Council 1979). On a signalé des facteurs de bioconcentration de l'ordre de 10^3 pour les plantes et les poissons d'eau douce (Chapman et coll. 1968) et de 10^4 pour les invertébrés d'eau douce (Chapman et coll. 1968; Namminga et Wilham 1977). Les facteurs de bioconcentration pour l'éphémère *Ephemerella grandis* (Nehring 1976), le plécoptère *Pteronarcys californica* (Nehring 1976), le saumon atlantique (*Salmo salar*) (Farmer et coll. 1979) et *Jordanella floridae* (Gauvin 1985) étaient de 1130, 107, 51 et 432 respectivement.

Le zinc est important dans les systèmes biologiques où il participe à la synthèse des acides nucléiques; on le retrouve aussi dans beaucoup d'enzymes. Le zinc n'est probablement pas biométhylé dans les systèmes aquatiques. Par contre, la présence de ligands d'origine biologique influe sur le transport du zinc dans certains écosystèmes aquatiques (U.S. EPA 1979).

6.2.45.5 Bibliographie

Aylett, B.J. 1973. Group IIB. *Dans* Comprehensive Inorganic Chemistry. Vol. 3. J.C. Bailar, Jr., H.J. Emelóus, Sir Ronald Nyholm and A.F. Trotman-Dickenson (eds.). Pergamon Press, Oxford. pp. 187-328.

Brown, D.H. 1978. Zinc. Can. Min. J. 99(2): 70-77.

Browning, E. 1969. Zinc. *Dans* Toxicity of Industrial Metals. 2nd edition. Butterworths, London. pp. 348-355.

Chapman, W.H., H.L. Fisher et M.W. Pratt. 1968. Concentration Factors of Chemical Elements in Edible Aquatic Organisms. Lawrence Radiation Laboratory, Livermore, California. UCRL-50564. 46 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Cotton, F.A. et A. Wilkinson. 1980. Advanced Inorganic Chemistry. 4th edition. John Wiley & Sons, New York. 1396 pp.

Farmer, G.J., D. Ashfield et H.S. Samant. 1979. Effects of zinc on juvenile Atlantic salmon *Salmo salar*: Acute toxicity, food intake, growth and bioaccumulation. Environ. Pollut. 19: 103-117.

Farrah, H. et W.F. Pickering. 1977. Influence of clay-solute interactions on aqueous heavy metal ion levels. Water Air Soil Pollut. 8: 189-197.

Florence, T.M. et G.E. Batley. 1977. Determination of the chemical forms of trace metals in natural waters, with special reference to copper, lead, cadmium and zinc. Talanta 24: 151-158.

Gauvin, M.J. 1985. Zinc. Can. Min. J. 106(2): 52, 54.

Hem, J.D. 1972. Chemistry and occurrence of cadmium and zinc in surface waters and ground water. Water Resour. Res. 8: 661-678.

James, R.O. et M.G. MacNaughton. 1977. The adsorption of aqueous heavy metals on inorganic minerals. Geochim. Cosmochim. Acta 41: 1549-1555.

Jenne, E.A. 1968. Controls on Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn concentrations in soils and water: the significant role of hydrous Mn and Fe oxides. Adv. Chem. Ser. 73: 337-387.

Jonasson, I.R. et M.H. Timperley. 1975. Field observations on the transport of heavy metals in sediments: discussion. *Dans* Heavy Metals in the Aquatic Environment. P.A. Krenkel (ed.). Pergamon Press, Toronto, Ontario. pp. 97-102.

Kubota, J., E.L. Mills et R.T. Oglesby. 1974. Lead, Cd, Zn, Cu and Co in streams and lake waters of Cayuga Lake Basin, New York. Environ. Sci. Technol. 8: 243-248.

Lee, G.F. 1975. Role of hydrous metal oxides in the transport of heavy metals in the environment. *Dans* Heavy Metals in the Aquatic Environment. P.A. Krenkel (ed.). Pergamon Press, Toronto, Ontario. pp. 137-147.

Mantoura, R.F.C., A. Dickson et J.P. Riley. 1978. The complexation of metals with humic materials in natural waters. Estuarine Coastal Mar. Sci. 6: 387-408.

Namminga, H. et J. Wilham. 1977. Heavy metals in water, sediments and chironomids. J. Water Pollut. Control Fed. 49: 1725-1731.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Nehring, B.R. 1976. Aquatic insects as biological monitors of heavy metal pollution. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 15: 147-154.

Perhac, R.M. 1974a. Water transport of heavy metals in solution and by different sizes of particulate solids. Proj. No. 023, Univ. Tenn. Water Resour. Res. Cent., Knoxville, Tennessee. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Perhac, R.M. 1974b. Heavy Metal Distribution in Bottom Sediments and Water in the Tennessee River-Loudon Lake Reservoir System. Proj. No. 40, Univ. Tenn. Water Resour. Cent., Knoxville, Tennessee. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Sims, J.L. et W.H. Patrick, Jr. 1978. The distribution of micronutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 258-262.

Spear, P.A. 1981. Le zinc dans l'environnement aquatique: chimie, répartition et toxicologie. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 17590. 152 pp.

Steele, K.F. et A.H. Wagner. 1975. Trace metal relationships in bottom sediments of a freshwater stream – the Buffalo River, Arkansas. J. Sediment. Petrol. 45: 310-319. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Taylor, M.C. et A. Demayo. 1980. Zinc. *Dans* Guidelines for Surface Water Quality. Vol. 1. Inorganic Chemical Substances. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

U.S. EPA. 1979. Zinc. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 19-1 à 19-21.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Zinc. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-079.

U.S. National Research Council. 1979. Zinc. National Academy of Sciences. University Park Press, Baltimore, Maryland. 471 pp.

Wilson, D.E. 1978. An equilibrium model describing the influence of humic materials on the speciation of Cu^{2+}, Zn^{2+} and Mn^{2+} in freshwaters. Limnol. Oceanogr. 23: 499-507.

6.3 PARAMETRES ORGANIQUES

6.3.1 Acide nitrilotriacétique

6.3.1.1 Utilisations et production

Le sel trisodique de l'acide nitrilotriacétique (ANT) possède diverses utilisations industrielles et domestiques comme séquestrant et comme agent non phosphaté améliorant la dé-

Tableau 6-66. Importations d'acide nitrilotriacétique et de nitrilotriacétate de sodium au Canada

Composé	Quantité (t)		
	1981	1982	1983
Acide nitrilotriacétique	194	14	ND[1]
Nitrilotriacétate de sodium (sel sodique de l'ANT)	22 571	18 667	19 541

[1] ND = non disponible.

Sources: Statistique Canada 1983, 1984.

Tableau 6-67. Concentrations d'acide nitrilotriacétique dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<0,01-0,06	179	Avant 1980
Ouest	<0,01-0,29	387	Avant 1980
Centre	0,0001-3,9	2073	Avant 1980
Atlantique	<0,01-0,025	93	Avant 1980

[1] Limite de détection = 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

tergence dans les détergents. On s'en sert aussi comme agent d'élution pour purifier les éléments rares (Verschueren 1983). Au Canada, l'ANT est surtout utilisé dans les détergents à lessive, qui en renferment environ 15 %. On s'en sert aussi pour la production de papier et de matières cellulosiques, le placage des métaux, la fabrication de textiles, la photographie, le nettoyage et d'autres applications nécessitant un agent séquestrant (Prakash 1977; Santé et Bien-être social Canada 1982; Anderson et coll. 1985).

La production d'ANT au Canada est limitée; la plupart de l'ANT utilisé est importé des Etats-Unis (Santé et Bien-être social Canada 1982). Le tableau 6-66 donne les importations d'ANT.

En 1977, la consommation canadienne d'ANT était évaluée à 27 200 t (CMI 1977).

6.3.1.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les effluents liquides constituent la principale voie de pénétration d'ANT dans le milieu aquatique (McNeely et coll. 1980). Dans des conditions optimales, les systèmes à boues activées peuvent dégrader 80-100 % de l'ANT. Pendant l'hiver, la dégradation est moins efficace et se limite à 65-85 % (Santé et Bien-être social Canada 1982).

6.3.1.3 Concentrations dans l'environnement

Normalement, la concentration d'ANT dans la plupart des eaux de surface est faible, surtout en raison de la dilution et de la dégradation dans les eaux réceptrices (Shannon et coll. 1978). Au Canada, les eaux à l'entrée et à la sortie des usines d'épuration ainsi que les eaux réceptrices en amont et en aval des exutoires renferment en moyenne 50 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'ANT (McNeely et coll. 1980).

On n'a pas décelé d'ANT dans le lac Ontario depuis juillet 1972 (limite de détection = 10 $\mu g \cdot L^{-1}$). Aucun des 35 échantillons prélevés dans la portion canadienne du lac Ontario en 1975 ne présentait une concentration d'ANT égale ou supérieure à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Matheson 1977). Dans le réseau fluvial du Saint-Laurent, on a décelé des concentrations d'ANT comprises entre 10 et 30 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans la région du Montréal métropolitain (Matheson 1977). Des études réalisées en 1975 et portant sur les eaux urbaines traitées provenant de partout au Canada montraient que 88 % des échantillons ne renfermaient pas de quantités décelables d'ANT. Les concentrations d'ANT ne dépassaient 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ que dans 23 localités dont 16 étaient situées au Québec (Matheson 1977). Le tableau 6-67 donne les concentrations d'ANT dans les eaux de surface au Canada.

Une étude réalisée de 1972 à 1979 a montré que les concentrations d'ANT dans l'eau potable au Canada variaient de <0,2-30 $\mu g \cdot L^{-1}$, la concentration moyenne étant de 2,8 $\mu g \cdot L^{-1}$; dans le cas des eaux brutes, les concentrations variaient de 0,2 à 33,5 $\mu g \cdot L^{-1}$, leur moyenne étant de 3,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Malaiyandi et coll. 1979). Au cours d'une étude portant sur 21 puits privés, on n'a trouvé qu'un seul échantillon d'eau ayant une concentration d'ANT (16,9 $\mu g \cdot L^{-1}$) supérieure à la limite de détection (McNeely et coll. 1980).

6.3.1.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'ANT ($N(CH_2COOH)_3$) est un produit pulvérulent cristallin, possédant une masse moléculairae de 191,14 et un point de fusion de 240 °C. Il est soluble dans l'eau ($1,28 \times 10^3$ $mg \cdot L^{-1}$) et possède un pK_1 de 3,03, un pK_2 de 3,07 et un pK_3 de 10,70 à 20 °C (Verschueren 1983).

En conditions aérobies et à température modérée, l'ANT peut être biodégradé rapidement. Dans des conditions optimales et après quelques semaines d'acclimatation, les systèmes à boues activées sont capables de dégrader 80-100 % de la charge d'ANT. A des températures moins favorables (pendant l'hiver), la vitesse de dégradation varie de 65 à 85 % (Eden et coll. 1972; Rudd et Hamilton 1972; Rudd et coll. 1973; Renn 1974; Moore et Barth 1976; Prakash 1977). Toutefois, à basse température et dans une eau peu oxygénée, la biodégradation de l'ANT peut être presque négligeable. L'ANT peut aussi se dégrader dans les eaux réceptrices. Aux températures estivales et après traitement efficace, on ne décèle aucun ANT dans les eaux réceptrices; cependant, on en trouve certaines quantités à des températures plus basses (Warren et Malec 1972).

L'ANT est biodégradé en ammoniac, en nitrate, en dioxyde de carbone et en eau. La production d'ammoniac par dégradation de l'ANT pourrait entraîner par nitrification une augmentation de la concentration de nitrate dans l'eau (voir la section 6.2.7.4). Certains ont formulé l'hypothèse que l'ANT pourrait être biodégradé en amines secondaires qui, par nitrosification, donneraient des nitrosamines; on n'a cependant pas trouvé trace de ces composés au cours d'études en laboratoire et sur le terrain. On considère aussi qu'il est peu probable que l'ANT soit décarboxylé en amines secondaires (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Vu le pouvoir séquestrant de l'ANT, c'est surtout la relation ANT-métaux lourds dans le milieu aquatique qui a suscité une certaine inquiétude à l'égard de ce produit. On a montré qu'il provoquait une mobilisation accrue des métaux lourds tels le fer, le manganèse, le plomb, le zinc, le cuivre et le nickel (Chau et Shiomi 1972; Barica et coll. 1973; Sanchez et Lee 1973). En général, les complexes ANT-métal sont plus susceptibles à la dégradation en eaux dures qu'en eaux douces (Bjorndal et coll. 1972). On sait que des complexes du fer, du cuivre et du cobalt sont photooxydés dans le milieu aquatique (Trott et coll. 1972; Langford et coll. 1973).

6.3.1.5 Bibliographie

Anderson, R.L., W.E. Bishop et R.L. Campbell. 1985. A review of the environmental and mammalian toxicology of nitrilotriacetic acid. CRC Crit. Rev. Toxicol. 15: 1-102.

Barica, J., M.P. Stainton et A.L. Hamilton. 1973. Mobilization of some metals in water and animal tissue by NTA, EDTA and TPP. Water Res. 7: 1791-1804.

Bjorndal, H., H.O. Bouveng, P. Solyom et J. Werner. 1972. NTA in sewage treatment. Vatten 28: 5-16.

Chau, Y.K. et M.T. Shiomi. 1972. Complexing properties of nitrilotriacetic acid in the lake sediment. Water Air Soil Pollut. 1: 149-164.

CMI. 1977. A Report on the Health Implications of NTA. Great Lakes Research Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Eden, G.E., G.E. Culley et R.C. Rootham. 1972. Effect of temperature in the removal of NTA (nitrilotriacetic acid) during sewage treatment. Water Res. 6: 877-883.

Langford, C.H., M. Wingham et V.S. Sastri. 1973. Ligand photooxidation in copper II complexes of nitrilotriacetic acid. Implications for natural waters. Environ. Sci. Technol. 7: 820-822.

Malaiyandi, U., D.T. Williams et R. O'Grady. 1979. National survey of nitrilotriacetic acid in Canadian drinking water. Environ. Sci. Technol. 13: 59-62.

Matheson, D.H. 1977. Nitrilotriacetic Acid (NTA) in the Canadian Environment. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. Ser. Sci. No. 74. 46 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Acide nitrilotriacétique. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 2-3.

Moore, L. et E.F. Barth. 1976. Degradation of NTA during anaerobic digestion. J. Water Pollut. Control Fed. 48: 2406-2409.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Prakash, A. 1977. NTA (acide nitrilotriacétique) – une analyse écologique. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 15024. 48 pp.

Renn, C.E. 1974. Biodegradation of NTA detergents in a wastewater system. J. Water Pollut. Control Fed. 46: 2363-2371.

Rudd, J.W.M. et R.D. Hamilton. 1972. Biodegradation of trisodium nitrilotriacetate in a model aerated sewage lagoon. J. Fish. Res. Board Can. 29: 1203-1208.

Rudd, J.W.M., B.E. Townsend et R.D. Hamilton. 1973. Discharge of nitrilotriacetic acid (NTA) from two sewage treatment facilities in a mid-continental climate. J. Fish. Res. Board Can. 30: 1026-1030.

Sanchez, I. et G.F. Lee. 1973. Sorption of copper on Lake Monona sediments. Effect of NTA on copper release from sediments. Water Res. 7: 587-593.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Acide nitrilotriacétique. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 123-137.

Shannon, E.E., P.S.A. Fowlie et R.J. Rush. 1978. La dégradation de l'acide nitrilo-triacétique dans un cours d'eau récepteur. Centre technique des eaux usées, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada. Rapport nº EPS 4-WP-74-7F. 22 pp.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

Trott, T., R.W. Henwood et C.H. Langford. 1972. Sunlight photochemistry of ferric nitrilotriacetate complexes. Environ. Sci. Technol. 6: 367-368.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

Warren, C.B. et E.J. Malec. 1972. Biodegradation of nitrilotriacetic acid and related imino and amino acids. Science 176: 277-279.

6.3.2 Acides résiniques

6.3.2.1 Utilisations et production

Les oléorésines et le tallöl, qui contiennent des acides résiniques, sont largement utilisés dans la fabrication du goudron, de la poix, de la térébenthine, du caoutchouc, des adhésifs, des enduits et des encres. La colophane (ou résine) sert au collage du papier dans les papeteries. La production mondiale de colophane entre 1960 et 1979 fut de $9{,}07 \times 10^8$ kg (Enos et coll. 1970).

On produit des acides gras de colophane et de tallöl en Ontario, et du tallöl en Ontario, en Colombie-Britannique, en Saskatchewan et en Alberta. Le tableau 6-68 donne la production, les importations, la consommation et les exportations canadiennes de ces composés (CORPUS Information Services Ltd. 1981).

Tableau 6-68. Production, consommation, importations et exportations de colophane, d'acides gras de tallöl et de tallöl au Canada

Composé	Année	Quantité (t)			
		Production	Consommation	Importations	Exportations
Colophane	1979	3 500	13 000	9 500	0
	1980	3 500	13 000	9 500	0
Tallöl	1979	4 000	8 800	4 800	0
acides gras	1980	4 500	8 800	4 300	0
Tallöl	1979	51 000	20 500	600	31 000
	1980	57 000	20 500	500	37 000

Source: CORPUS Information Services 1981.

6.3.2.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

On a identifié de nombreux acides résiniques et leurs sels dans les effluents de préparation de la pâte mécanique, dans l'eau collée non blanchie, dans les résidus de préparation du bois, dans l'effluent blanchi global des usines de préparation de papier kraft, dans les effluents du traitement au sulfite et dans les effluents des papeteries (Hemingway et Greaves 1973; Leach et Thakore 1976).

Il existe peu de renseignements sur les concentrations présentes dans les effluents finals rejetés dans le milieu aquatique. Des acides résiniques et des acides gras furent décelés dans l'effluent final d'une papeterie située près du fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario). Le tableau 6-69 donne l'intervalle de concentrations de chaque acide résinique et de chaque acide gras obtenu dans chaque cas par dosage de trois échantillons (Environnement Canada 1984).

6.3.2.3 Concentrations dans l'environnement

Il n'existe aucun renseignement sur les concentrations d'acides résiniques et d'acides gras dans les eaux de surface canadiennes. Les résultats d'échantillonnages visant à déceler les oléorésines, le tallöl, la colophane, les acides résiniques et les acides gras ne sont pas rapportés dans la base de données NAQUADAT (1985).

6.3.2.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les acides résiniques sont des acides monocarboxyliques tricycliques insaturés que l'on trouve dans l'oléorésine (Rogers et coll. 1969; Swan 1973), un mélange de matières hydrophobes trouvées dans les conifères, et dans le tallöl (Enos et coll. 1970; Rogers et Harris 1970), une résine contenant des sous-produits de préparation de la pâte kraft.

Chez les poissons, la toxicité aiguë des effluents de préparation de la pâte mécanique a été attribuée dans environ 70 % des cas à la portion acide des effluents. On a prouvé que les principaux constituants toxiques de cette portion étaient sept acides résiniques: les acides déshydroabiétique, palastrique, abiétique, isopimarique, pimarique, sandaracopimarique et néoabiétique (Leach et Thakore 1976).

La formule moléculaire de l'acide abiétique (acide 1,2,3,4,4a,4b,5,6,10,10a-décahydro-1,4a-diméthyl-7-(1-méthyléthyl)-1-phénanthrène-carboxylique) (figure 6-3) est $C_{20}H_{30}O_2$; sa masse moléculaire, 302,44; son point de fusion, 172-175 °C. L'acide pimarique (l'acide 7-éthényl-1,2,3,4,4a, 4b,5,6,7,9,10,10a-décahydro-1,4a,7-triméthyl-1-phénanthrène-carboxylique) (figure 6-3) a une formule et une masse moléculaires identiques à l'acide abiétique mais il fond à 217-219 °C. Normalement, les acides résiniques ne sont pas hydrosolubles, mais leurs sels le sont. Par contre, ces acides sont solubles dans divers solvants organiques et dans l'hydroxyde de sodium dilué par formation de sels sodiques (Windholtz et coll. 1983).

Malgré leur toxicité aiguë, les sels d'acides résiniques peuvent être dégradés par voie microbienne dans les boues activées et les eaux de surface. L'incubation d'acides résiniques dans des boues activées et des eaux de surface à 27 °C provoquait leur dégradation jusqu'à des concentrations non décelables en 12-40 h après une période initiale de latence de 18-28 h. A une température inférieure (12 °C), la période de latence augmentait à 80-140 h, puis la dégradation jusqu'à des concentrations non décelables prenait 20-30 h (Hemingway et Greaves 1973). On a trouvé que l'acide pimarique et l'acide isopimarique résistaient à la dégradation microbienne, pouvant encore être décelés après 164 h d'incubation à 12 °C (Hemingway et Greaves 1973).

Tableau 6-69. Intervalles de concentrations des acides résiniques décelés dans l'effluent final d'une industrie de pâte à papier de Cornwall (Ontario)

Composé	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)
Acides résiniques	
Pimarique	140-160
Isopimarique	80-111
Néoabiétique	410-490
Abiétique	1110-1190
Déshydroabiétique	40-90
Acides gras	
Palmitique (hexadécanoïque)	310-460
Stéarique (octadécanoïque)	80-130
Oléique (octadécèoïque)	130-310
Linoléique (octadécadiènoïque)	660-3720
Linolénique (octadécatriènoïque)	30-70

Source: Environnement Canada 1984.

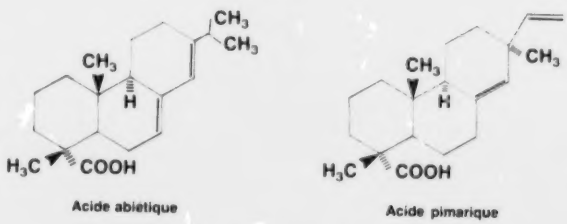


Figure 6-3. Acides abiétique et pimarique.

6.3.2.5 Bibliographie

CORPUS Information Services. 1981. Rosin. Tall oil fatty acids. Tall oil. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Enos, H.I., G.C. Harriss et G.W. Hedrick. 1970. Rosin and rosin derivatives. Encyclopedia of Chemical Technology. Interscience Publ., New York. p. 475. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Hemingway, R.W. et H. Greaves. 1973. Biodegradation of resin acid sodium salts. Tappi 56(12): 189-192.

Leach, J.M. et A.N. Thakore. 1976. Toxic constituents in mechanical pulping effluents. Tappi 59(2): 129-132.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Rogers, I.H. et A.G. Harris. 1970. Potential Tall Oil Yield from British Columbia Interior Pine and Spruce. Vancouver, British Columbia. Forest Products Laboratory Information Report VP-X-62. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Rogers, I.H., A.G. Harris et L.R. Rozon. 1969. The Wood Resin Content and Fatty Acid Composition of Five British Columbia Plywood Conifers. Vancouver, British Columbia. Forest Products Laboratory Information Report VP-X-57. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Acides résiniques. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 139-142.

Swan, E.P. 1973. Resin Acids and Fatty Acids of Canadian Pulpwoods – A Review of the Literature. Service canadien des forêts, Environnement Canada, Information Report VP-X-115. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. 10th edition. Merck and Co., Inc., Rahway, New Jersey.

6.3.3 Carbone organique

6.3.3.1 Introduction

On trouve le carbone organique sous forme dissoute et sous forme particulaire. On calcule souvent le carbone organique total (COT) en soustrayant le carbone inorganique total (CIT) du carbone total (CT). Les lacs et les cours d'eau renferment approximativement 10 fois plus de matière inorganique en solution que de matière organique, tandis que les eaux souterraines renferment 100 fois plus de matière inorganique que de matière organique. La matière inorganique est 30 000 fois plus concentrée que la matière organique dans l'eau de mer. Les marais, les marécages et les tourbières présentent une teneur en matière organique comparativement beaucoup plus élevée (Thurman 1985). Il y a une relation directe entre le COT et la demande biochimique (DBO) et chimique (DCO) en oxygène; la quantité de COT varie selon la composition de la matière organique présente dans l'eau (McNeely et coll. 1980). Il existe relativement peu de renseignements sur l'éventail de classes ou catégories de carbone organique présentes dans les eaux de surface. La matière organique dans les sols, la végétation aquatique et les organismes aquatiques sont la principale source de carbone organique (Faust et Aly 1981).

Le carbone est l'élément le plus abondant dans tous les organismes. Les composés du carbone constituent des sources d'énergie pour les organismes hétérotrophes. La disponibilité et le taux d'approvisionnement en espèces spécifiques de carbone (CO_2, HCO_3^-, CO_3^{2-}) règlent l'importance et l'intensité de l'activité biologique (Wetzel 1975).

La photosynthèse par les plantes est généralement la principale source de carbone organique dans les écosystèmes aquatiques; la fixation par les bactéries y contribue également mais dans une moindre mesure. Approximativement 6 % du carbone total de certaines bactéries hétérotrophes provient de la fixation de dioxyde de carbone (CO_2). Pour les bactéries des eaux oligotrophes profondes, le carbone provient exclusivement de la fixation de dioxyde de carbone. Dans les réservoirs oligotrophes profonds, l'assimilation du CO_2 par les bactéries hétérotrophes est responsable de 24 % de la production totale de matière organique. Même si les organismes ne peuvent utiliser le gaz comme source unique de carbone, le CO_2 est essentiel à la croissance d'un grand nombre de bactéries hétérotrophes (NAS 1977).

6.3.3.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les substances animales et végétales contribuent à l'apport de carbone organique dans l'environnement aquatique. Des composés du carbone peuvent être formés par photosynthèse dans l'environnement aquatique. Le ruissellement agricole et les déversements de déchets municipaux et industriels, en particulier par les usines de pâtes et papiers et les usines de transformation des viandes, peuvent accroître encore plus les concentrations de carbone organique total dans l'eau (McNeely et coll. 1980).

6.3.3.3 Concentrations dans l'environnement

Les concentrations de carbone organique dans les eaux de surface varient de non décelables, dans les cours d'eau récemment gonflés et approvisionnés par des sources calcaires, à plus de 100 $mg \cdot L^{-1}$ dans les eaux de fondrières et de marécages (Sanborn et coll. 1976). La teneur en carbone organique total des eaux naturelles peut varier de 1 à 30 $mg \cdot L^{-1}$ (McNeely et coll. 1980). Le tableau 6-70 présente les concentrations de carbone organique dans les eaux de surface au Canada. On trouvera au tableau 6-71 les concentrations dans l'environnement de lignine et de tanin, deux des principales composantes du carbone organique.

Les concentrations de carbone organique dans les eaux souterraines sont généralement inférieures à celles observées dans les eaux de surface (Thurman 1985); il y a toutefois des exceptions. A une station de la NAQUADAT à Terre-Neuve on a mesuré une concentration de carbone organique de 1250 $mg \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ (total)) dans l'eau d'un puits de la nappe phréatique, échantillonné en 1981 (NAQUADAT 1985).

Les concentrations de carbone organique dissous varient, selon le type d'eau, d'approximativement 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ dans

Tableau 6-70. Concentrations de carbone organique dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	0,01-26	235	1980-1985
Ouest	ND[1,2]-1610	15 658	Avant 1980
Centre	0,4[1]-27	327	1980-1985
Atlantique	0,01-183	2 864	1980-1985

[1] Limite de détection = 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ (total).
[2] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

Tableau 6-71. Concentrations de tanin et de lignine dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	0,04-4,2	683	Avant 1980
Ouest	0,1-2	64	Avant 1980
Centre	0-25,5	604	Avant 1980
Atlantique	0,02-1	21	Avant 1980

[1] Limite de détection = 0,02 $mg \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

l'eau souterraine et l'eau de mer à plus de 30 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau colorée de marécages. Certains cours d'eau présentent à l'état naturel de faibles concentrations de carbone organique dissous variant de 1 à 3 $mg \cdot L^{-1}$. Les rivières et les lacs renferment plus de carbone organique dissous (2 à 10 $mg \cdot L^{-1}$). L'eau des marécages, des marais et des fondrières présente des concentrations de carbone organique dissous variant de 10 à 60 $mg \cdot L^{-1}$ (Thurman 1985).

Les concentrations de matière organique particulaire varient également selon les types d'eau à l'état naturel. Les eaux souterraines et interstitielles renferment peu ou pas de matière organique particulaire. L'eau de mer n'en renferme que 0,01-0,1 $mg \cdot L^{-1}$, principalement sous forme de débris d'algues. La matière algale constitue également la plus grande partie de la matière organique particulaire des lacs où sa concentration varie de 0,1 à 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ (Thurman 1985).

Les concentrations de matière organique particulaire varient également selon les types d'eau à l'état naturel. Les eaux souterraines et interstitielles renferment peu ou pas de matière organique particulaire. L'eau de mer n'en renferme que 0,01-0,1 $mg \cdot L^{-1}$, principalement sous forme de débris d'algues. La matière algale constitue également la plus grande partie de la matière organique particulaire des lacs où sa concentration varie de 0,1 à 1,0 $mg \cdot L^{-1}$ (Thurman 1985).

La concentration de carbone organique particulaire atteint couramment la moitié de la valeur de la concentration de carbone organique dissous dans les cours d'eau importants et peut égaler cette dernière dans les plus grands fleuves ainsi que pendant les périodes de débits élevés (Thurman 1985).

6.3.3.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Dans l'eau, le carbone organique est principalement composé de substances humiques et de matière végétale et animale partiellement dégradée, qui résistent de manière caractéristique à la dégradation microbienne. Le tanin et la lignine sont des constituants d'un grand nombre de systèmes aquatiques. Quoique chimiquement mal définis, ce sont tous deux des polyphénols qui présentent certaines des caractéristiques des glucides (Christman et Gjessing 1983). La lignine est l'un des principaux constituants de la structure ligneuse des plantes supérieures; elle constitue habituellement 15-30 % de la matière végétale en poids sec. Le tanin est un polyphénol complexe peu caractérisé (Santé et Bien-être social Canada 1982). La photosynthèse dégage également du carbone organique dans les systèmes aquatiques. Les quantités de constituants organiques varient selon la quantité rejetée et plus particulièrement selon les cycles de croissance de la végétation (McNeely et coll. 1980).

Les substances humiques sont des constituants majeurs des systèmes aquatiques et terrestres; la plupart des humates que l'on trouve dans l'eau sont obtenus par lessivage, quoique certains d'entre eux soient également produits par des microorganismes aquatiques. Les substances humiques peuvent être décrites comme étant des polyélectrolytes colorés, de poids moléculaire élevé, principalement aromatiques et chimiquement complexes (Christman et Gjessing 1983).

Les acides humiques et fulviques sont les plus communs et les plus stables des substances humiques de poids moléculaire élevé dans les eaux naturelles. On trouve les acides fulviques, plus solubles, principalement dans l'eau, tandis que les acides humiques sont plus abondants dans les sols et les sédiments (Leenheer 1984).

Le poids moléculaire des substances humiques isolées de l'eau varie de 100 à 30 000. Les substances humiques sont classées en trois principaux groupes d'après leur solubilité: les acides fulviques, qui sont solubles en milieux acide et alcalin; les acides humiques, qui sont solubles en milieu alcalin, mais précipités par les acides; et l'humine, qui est insoluble à tous les pH. Les acides humiques présentent une capacité d'adsorption appréciable et peuvent former, avec des composés organiques et inorganiques, des sels et des complexes stables, solubles et insolubles dans l'eau. La formation de complexes semble surtout faire intervenir des liaisons hydrogène et l'échange d'ions, quoique l'on ne puisse exclure d'autres mécanismes comme l'adsorption physique (forces de Van der Waals et liaisons hydrophobes), le transfert de charge, l'échange de ligands et la chimisorption (Christman et Gjessing 1983).

La plupart des métaux forment des complexes avec les substances humiques dans l'eau. La formation de complexes peut modifier radicalement la solubilité des métaux. Par exemple, la présence de substances humiques naturellement solubles dans l'eau peut, à pH 7, rendre le fer jusqu'à 10^9 fois plus soluble à l'état complexe qu'il ne l'est en l'absence d'agents séquestrants (Shapiro 1964). On a montré qu'un certain nombre de types d'eaux naturelles en Ontario pouvaient séquestrer le cuivre, la capacité de séquestration atteignant parfois 2,35 $\mu mol \cdot L^{-1}$ (0,149 $mg \cdot L^{-1}$) (Shapiro 1964). La stabilité des complexes humates-métaux augmente à mesure qu'augmente le pH, et diminue à mesure qu'augmente la force ionique du milieu. A de faibles pH et en ordre décroissant de stabilité, des complexes sont formés avec les acides fulviques en solution aqueuse, les mieux connus de ces complexes étant: fer(III), aluminium(III); cuivre(II); nickel(II), cobalt(II); plomb(II), calcium(II); zinc(II), cadmium(II), fer(II), manganèse(II) et magnésium(II) (Shapiro 1964).

Sous certaines conditions, il y a formation de complexes insolubles avec des substances humiques. Ce phénomène est exploité pour la production d'eaux potables à partir d'eaux de surface colorées. L'aluminium et le fer semblent pouvoir former des complexes pontés insolubles entre l'ion métallique trivalent et deux molécules d'acide fulvique ou plus (Stumm et Morgan 1962).

6.3.3.5 Bibliographie

Christman, R.F. et E.T. Gjessing (eds.). 1983. Aquatic and Terrestrial Humic Materials. Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Michigan. 538 pp.

Faust, S.D. et O.M. Aly. 1981. Chemistry of Natural Waters. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 400 pp.

Leenheer, J.A. 1984. Concentration, partitioning and isolation techniques. *Dans* Water Analysis. Vol. III. Organic Substances. R.A. Minear and L.K. Keith (eds.). Academic Press, Orlando, Florida. pp. 83-166.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Carbone – carbone organique total. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 20-21.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
NAS. 1977. Drinking Water and Health. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 939 pp.
Sanborn, J.R., R.L. Metcalf, W.N. Bruce et P.-Y. Lu. 1976. The fate of chlordane and toxaphene in a terrestrial-aquatic model ecosystem. Environ. Entomol. 5: 533-538.
Santé et Bien-être social Canada. 1982. Carbone organique total (COT). *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 261-278.
Shapiro, J. 1964. Effect of yellow organic acids on iron and other metals in water. J. Am. Water Works Assoc. 56: 1062-1082.
Stumm, W. et J.J. Morgan. 1962. Chemical aspects of coagulation. J. Am. Water Works Assoc. 54: 971-992.
Thurman, E.M. 1985. Organic Geochemistry of Natural Waters. Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publ., Dordrecht, The Netherlands. 497 pp.
Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

Tableau 6-72. Production et importations de divers chloroéthanes au Canada

Composé	Année	Production (t)	Importations (t)
Chloroéthane (chlorure d'éthyle)	1981	20 000	936
	1982	22 000	100
	1983	17 500	10
1,2-dichloroéthane (dichlorure d'éthylène)	1981	ND[1]	138
	1982	ND	63
	1983	670 000	20
1,1,1-trichloroéthane	1981	ND	2415
	1982	ND	1758
	1983	12 500	3200
1,1,2-trichloroéthane	1981	ND	97
	1982	ND	81

[1] ND = non disponible.

Sources: Statistique Canada 1983; CORPUS Information Services 1984.

6.3.4 Composés aliphatiques halogénés

6.3.4.1 Chloroéthanes

6.3.4.1.1 Utilisations et production

Les chloroéthanes sont utilisés comme solvants industriels et pour la fabrication d'autres composés organochlorés. Ils sont également utilisés comme agents de nettoyage à sec et comme anesthésiques et pour la fabrication de plastiques, de textiles, de plomb-tétraéthyle et de chlorure de vinyle. Plus de 80 % du 1,2-dichloroéthane produit aux Etats-Unis est utilisé pour la fabrication de chlorure de vinyle et d'autres produits chimiques chlorés. Leur faible coût et leurs excellentes propriétés comme solvants, agents de dégraissage, fumigants et fluides de coupe font des chloroéthanes des constituants courants d'un grand nombre de produits utilisés par le public en général (U.S. EPA 1975a).

Des données sur la production et les importations de chloroéthanes au Canada sont présentées au tableau 6-72. En 1983, on a consommé au Canada 15 100 t de chloroéthanes et on en a exporté 2500 t (CORPUS Information Services 1984).

6.3.4.1.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les chloroéthanes sont formés en petites quantités par la chloration en milieu aqueux des effluents. Les principales sources dans l'environnement sont toutefois les émissions industrielles et les déversements de déchets industriels liquides (U.S. EPA 1980). L'Ontario déverse chaque année 300 t de dichloroéthane dans les Grands lacs. Les émissions atmosphériques de ce composé sont du même ordre de grandeur (CORPUS Information Services 1984). Aux Etats-Unis, les quantités de divers chloroéthanes déversés volontairement ou non dans l'environnement chaque année varient d'environ 75 à 2500 t (U.S. EPA 1976c). Les sources non ponctuelles de chloroéthanes englobent l'utilisation de produits comme les décapants pour peintures et vernis (U.S. EPA 1980).

6.3.4.1.3 Concentrations dans l'environnement

Plusieurs chloroéthanes, incluant le 1,2-dichloroéthane et le 1,1,1-trichloroéthane, ont été décelés dans l'eau brute et dans l'eau traitée aux Etats-Unis. Dans l'eau traitée, on a décelé la présence de 1,1-dichloroéthane, de 1,2-dichloroéthane, de 1,1,1-trichloroéthane, de 1,1,2-trichloroéthane et de 1,1,1,2-tétrachloroéthane. Aux Etats-Unis, les concentrations moyennes de chloroéthanes dans l'eau de robinet chlorée varient de 0,1 à 8,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1975b). Un échantillon d'eau potable prélevé à Cornwall présentait une concentration de 6,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ de 1,1-dichloroéthane (Environnement Canada 1984). Plusieurs halogénocarbones volatils ont été identifiés dans des échantillons prélevés dans la rivière Niagara et dans le lac Ontario en 1981. Des échantillons d'eau prélevés dans la rivière Niagara contenaient en moyenne 7 + 4 $ng \cdot L^{-1}$ de 1,1,1-trichloroéthane. Dans le lac Ontario, sa concentration variait de moins de 2 à 180 $ng \cdot L^{-1}$ (Kaiser et coll. 1983). Le tableau 6-73 présente les concentrations de divers chloroéthanes dans les eaux de surface au Canada.

6.3.4.1.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les chloroéthanes (éthanes chlorés) sont des composés saturés de faible poids moléculaire renfermant deux atomes de carbone et dans lesquels du chlore a été substitué à un ou plusieurs atomes d'hydrogène. Les espèces mono-, di-, tri-, tétra-, penta- et hexachlorées sont possibles. Certaines des propriétés physiques et chimiques des chloroéthanes sont présentées au tableau 6-74. A l'exception de l'hexachloroéthane, tous les chloroéthanes sont des liquides à faible point d'ébullition. La plupart des chloroéthanes sont relativement volatils et hydrosolubles. En général, la volatilité et la solubilité diminuent à mesure que le nombre de chlore augmente. Quoiqu'il existe peu de renseignements fiables sur le devenir de ces composés dans l'environnement aquatique, la volatilisation (puis l'oxydation dans l'atmosphère) est considérée comme étant le principal processus d'élimination (U.S. EPA 1979).

Tableau 6-73. Concentrations de divers chloroéthanes dans les eaux de surface au Canada

Composé	Endroit	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons
1,1-dichloroéthane	R. Sainte-Claire	Traces[1]–2	2
	Cornwall	Traces[2]–17,3	5
1,2-dichloroéthane	R. Sainte-Claire	Traces–13,0	13
	Cornwall	Traces	2
Dichloroéthanes (isomères non précisés)	Cornwall	Traces–5,5	3
1,1,1-trichloroéthane	R. Sainte-Claire	Traces–0,02	2
	Cornwall	Traces	5
		323,5 (limite supérieure maximale)	1
1,1,2-trichloroéthane	Cornwall	Traces	2
Tétrachloroéthane	R. Sainte-Claire	Traces–41	2
	Grands lacs	1–44	—

[1] 0,05-0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans la rivière Sainte-Claire près de Sarnia (Ontario).
[2] <1 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario).

Sources: CMI 1981; Bonner et Meresz 1981; Environnement Canada 1984.

Peu de renseignements sont disponibles sur la sorption des chloroéthanes sur les surfaces. Puisque les composés les moins chlorés présentent une faible affinité pour les matières lipophiles (Leo et coll. 1971; Tute 1971; Pearson et McConnell 1975), on considère que la sorption par les substances riches en matières organiques est minimale. Au cours d'essais en laboratoire, il y avait peu ou pas de sorption sur les matières inorganiques ou organiques (Dilling et coll. 1975). Lors de relevés sur le terrain, aucune concentration sélective de chloroéthanes n'a été observée dans les sédiments (Pearson et McConnell 1975; McConnell et coll. 1975). Le gravier grossier présente pour le 1,1,1-trichloroéthane une faible capacité d'adsorption, mais cette dernière est beaucoup plus élevée dans le cas des sédiments riches en déchets organiques (McConnell et coll. 1975).

On ne s'attend pas que la photolyse directe, l'oxydation et l'hydrolyse constituent des mécanismes importants d'élimination des chloroéthanes de l'environnement aquatique (Dilling et coll. 1975; Radding et coll. 1977; U.S. EPA 1979).

Comme les chloroéthanes possèdent des pressions de vapeur élevées, on considère que la volatilisation est le principal mécanisme d'élimination de ces composés de la colonne d'eau. A des concentrations d'environ 1 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'eau, on a mesuré pour plusieurs chloroéthanes des demi-vies d'évaporation de 0,5-1 h (Dilling et coll. 1975; Dilling 1977). Dans la troposphère, les demi-vies d'oxydation du mono-, du di- et du trichloroéthane peuvent varier de 1 à plusieurs mois (Lillian et coll. 1975; Howard et Evenson 1976; Hanst 1978; McConnell et Schiff 1978). On ne dispose d'aucun renseignement sur le tétra-, le penta- et l'hexachloroéthane; toutefois, on s'attend que leur oxydation dans l'atmosphère soit plus lente que celle des éthanes moins chlorés (U.S. EPA 1979).

Il existe peu de données sur la biodégradation. Lors de déterminations de la DBO (demande biochimique en oxygène) dans des bouteilles, on n'a observé que peu ou pas de dégradation des chloroéthanes (McConnell et coll. 1975; Pearson et McConnell 1975). A l'exception de l'hexachloroéthane, la plupart des chloroéthanes possèdent un faible coefficient de partage octanol/eau, ce qui n'indique qu'une légère tendance à la bioaccumulation. On a mesuré le facteur de bioconcentration à l'état d'équilibre de plusieurs chloroéthanes chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) pendant des expositions de 14-28 j: 1,2-dichloroéthane, 2; 1,1,1-trichloroéthane, 9; 1,1,2,2-tétrachloroéthane, 8; pentachloroéthane, 67; et hexachloroéthane, 139. Tous les chloroéthanes étudiés possédaient une demi-vie inférieure à deux jours, ce qui indique une dépuration rapide (U.S. EPA 1978, 1980).

6.3.4.1.5 Bibliographie

Bonner, R.F. et O. Meresz. 1981. Identification and Quantification of Organic Compounds. Organic Trace Contaminants Section, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario.

Tableau 6-74. Propriétés physiques et chimiques de certains chloroéthanes

Composé	Autre nom	Formule moléculaire	Poids moléculaire	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Pression de vapeur (kPa) à 20 °C	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$) à 20 °C	Coefficient de partage octanol/eau ($\log P_{oe}$)
Chloroéthane	Chlorure d'éthyle	C_2H_5Cl	64,52	−136,4	12,27	133	5740	1,54[1]
1,1-dichloroéthane	Chlorure d'éthylidène	$C_2H_4Cl_2$	98,96	−96,98	57,28	24	5500	1,79[2]
1,2-dichloroéthane	Dichlorure d'éthylène	$C_2H_4Cl_2$	98,96	−35,36	83,47	8,1	8690	1,48[3]
1,1,1-trichloroéthane	Méthylchloroforme	$C_2H_3Cl_3$	133,41	−30,41	74,1	12,8	480[4]	2,17[5]
1,1,2-trichloroéthane	Trichlorure de vinyle	$C_2H_3Cl_3$	133,41	−36,5	133,77	2,5	4500	2,17[5]
1,1,2,2-tétrachloroéthane	Tétrachlorure d'acétylène	$C_2H_2Cl_4$	167,85	−36	146,2	0,7	2900	2,56[5]
1,1,1,2-tétrachloroéthane	Tétrachloroéthane	$C_2H_2Cl_4$	167,85		138			
Pentachloroéthane	Pentaline	C_2HCl_5	202,3	−29	162	0,5		
Hexachloroéthane	Perchloroéthane	C_2Cl_6	236,74	se sublime	186	0,1	50	3,34[5]

[1] Leo et coll. 1971.
[2] Hansch et coll. 1975.
[3] Radding et coll. 1977.
[4] Pearson et McConnell 1975.
[5] Tute 1971.

Sources: U.S. EPA 1979; Verschueren 1983.

CORPUS Information Services. 1984. Ethyl chloride. Ethylene dichloride. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

CMI. 1981. Annual Report. Rapport au Great Lakes Water Quality Board Great Lakes Science Advisory Board. Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Dilling, W.L. 1977. Interphase transfer processes II. Evaporation rates of chloromethanes, ethanes, ethylenes, propanes and propylenes from dilute aqueous solutions. Comparisons with theoretical predictions. Environ. Sci. Technol. 11: 405-409.

Dilling, W.L., N.B. Tefertiller et G.J. Kallos. 1975. Evaporation rates of methylene chloride, chloroform, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other chlorinated compounds in dilute aqueous solutions. Environ. Sci. Technol. 9: 833-838.

Environnement Canada. 1984. 1980-81 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Hansch, C., A. Vittoria, C. Silipo et P.Y.C. Jow. 1975. Partition coefficients and the structure-activity relationship of the anesthetic gases. J. Med. Chem. 18: 546-548.

Hanst, P.L. 1978. Halogenated pollutants. Part II. Noxious trace gases in the air. Chemistry 51: 6-12.

Howard, C.J. et K.M. Evenson. 1976. Rate constants for the reactions of OH with ethane and some halogen substituted ethanes at 296 K. J. Chem. Phys. 64: 4303-4306.

Kaiser, K.L.E., M.E. Comba et H. Huneault. 1983. Volatile halocarbon contaminants in the Niagara River and in Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 9: 212-223.

Leo, A., C. Hansch et D. Elkins. 1971. Partition coefficients and their uses. Chem. Rev. 71: 525-616.

Lillian, D., H.B. Singh, A. Appleby, L. Lobban, R. Arnts, R. Gumpert, R. Hague, J. Toomey, J. Kazazis, M. Antell, D. Hansen et B. Scott. 1975. Atmospheric fates of halogenated compounds. Environ. Sci. Technol. 9: 1042-1048.

McConnell, G., D.M. Ferguson et C.R. Pearson. 1975. Chlorinated hydrocarbons and the environment. Endeavor 34: 13-18.

McConnell, J.C. et H.I. Schiff. 1978. Methyl chloroform: Impact on stratospheric ozone. Science 199: 174-177.

Pearson, C.R. et G. McConnell. 1975. Chlorinated C_1 and C_2 hydrocarbons in the marine environment. Proc. R. Soc. London B 189: 305-322.

Radding, S.B., D.H. Lice, H.L. Johnson et T. Mill. 1977. Review of the Environmental Fate of Selected Chemicals. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560 5-77-003. 147 pp.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 62-207.

Tute, M.S. 1971. Principles and practice of Hansch analysis: a guide to structure-activity correlation for the medicinal chemist. Adv. Drug Res. 6: 1-77.

U.S. EPA. 1975a. Preliminary Economic Impact Assessment of Possible Regulatory Action to Control Atmospheric Emissions of Selected Hydrocarbons. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina. EPA 450/3-75-073, NTIS-247115.

U.S. EPA. 1975b. Analysis of carbon and resin extracts. *Dans* New Orleans Area Water Supply Study. U.S. Environmental Protection Agency, Dallas, Texas. EPA 906/9-75 003.

U.S. EPA. 1975c. Identification of Organic Compounds in Effluents from Industrial Sources. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 560/3-75-002.

U.S. EPA. 1978. In-depth Studies in Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S. Environmental Protection Agency. Contract No. 68-01-4646.

U.S. EPA. 1979. Chloroethane. 1,1-Dichloroethane. 1,2-Dichloroethane. 1,1,1-Trichloroethane. 1,1,2-Trichloroethane. 1,1,2,2-Tetrachloroethane. Hexachloroethane. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines and Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029b. pp. 42-1 à 42-9, 43-1 à 43-10, 44-1 à 44-10, 45-1 à 45-12, 46-1 à 46-9, 47-1 à 47-9, et 48-1 à 48-7.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Chlorinated Ethanes. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-029.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

6.3.4.2 Chloroéthylènes

6.3.4.2.1 Utilisations et production

Les chloroéthylènes (éthylènes chlorés) sont produits en grandes quantités et leur utilisation est répandue dans l'industrie (U.S. EPA 1980a, b, c). Le 1,1-dichloroéthylène est utilisé comme produit intermédiaire lors de la synthèse du méthylchloroforme. On utilise également du 1,1-dichloroéthylène pour la production de copolymères de poly(chlorure de vinylidène) utilisés comme pellicules d'emballage (p. ex. Saran Wrap) par l'industrie de l'emballage des aliments. L'imperméabilité et les caractéristiques de thermocollage des pellicules Saran les rendent utiles pour la fabrication de fibres synthétiques ininflammables. Le 1,1-dichloroéthylène est utilisé, entre autres, pour le revêtement de tuyaux et de structures en acier ainsi que pour le revêtement des parois intérieures des réservoirs de navires, des wagons et des réservoirs d'entreposage de combustible (U.S. EPA 1980b).

Le dichloro- et le trichloroéthylène ont des propriétés anesthésiques et peuvent être utilisés lors d'interventions chirurgicales de courte durée (U.S. EPA 1980a, b). Le trichloroéthylène est principalement utilisé comme agent de dégraissage. Il est également utilisé comme solvant d'extraction pour les aliments. Ce composé chimique relativement stable, ininflammable, volatil et peu soluble dans l'eau est très utile comme solvant et est largement utilisé; on en produit 234 000 t par année aux Etats-Unis (U.S. EPA 1980a, b). Le tétrachloroéthylène est principalement utilisé comme solvant pour le nettoyage à sec et, dans une moindre mesure, comme solvant de dégraissage dans les industries des métaux (U.S. EPA 1980c).

Des données sur la production et les importations de divers chloroéthylènes sont présentées au tableau 6-75.

Tableau 6-75. Production et importations de divers chloroéthylènes au Canada

Composé	Année	Production (t)	Importations (t)
Trichloroéthylène	1981	ND[1]	1253
	1982	ND	1877
	1983	13 000	3200
Tétrachloroéthylène (Perchloroéthylène)	1981	ND	717
	1982	ND	2272
	1983	23 000	3700

[1] ND = non disponible.

Sources: Statistique Canada 1983; CORPUS Information Services 1984.

6.3.4.2.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La principale voie de pénétration des chloroéthylènes dans l'environnement aquatique est la volatilisation pendant la production et l'utilisation. Leur présence dans l'eau peut résulter d'un déversement direct ou d'un dépôt depuis l'atmosphère. Ces composés peuvent également être formés lors de la chloration de l'eau (McConnell et coll. 1975; U.S. EPA 1979).

Le 1,1-dichloroéthylène peut migrer dans l'eau à partir d'articles en poly(chlorure de vinylidène) ou à la suite de la décomposition du 1,1,1-trichloroéthylène (U.S. EPA 1980b). Le trichloroéthylène utilisé comme solvant d'extraction des aliments peut être présent dans des produits alimentaires comme le café décaféiné et d'autres boissons ainsi que dans certaines viandes, certains fruits et certains légumes (U.S. EPA 1980a). Les effluents aqueux des usines de production et des industries de consommation ainsi que les eaux d'égoût sont des sources de tétrachloroéthylène (U.S. EPA 1980c). L'Ontario déverse chaque année dans les Grands lacs approximativement 13,6 t de trichloroéthylène et 25 t de tétrachloroéthylène (CMI 1981).

6.3.4.2.3 Concentrations dans l'environnement

On a détecté la présence de chloroéthylènes dans des eaux potables brutes et traitées aux Etats-Unis. A Miami, on a décelé dans l'eau potable 16 $\mu g \cdot L^{-1}$ de *cis*-1,2-dichloroéthylène et 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ de *trans*-1,2-dichloroéthylène (U.S. EPA 1980b). On a décelé la présence de trichloroéthylène dans l'atmosphère, dans les aliments, dans les tissus humains et dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1980a).

En milieu de travail, on trouve les concentrations les plus élevées de tétrachloroéthylène dans les ateliers de nettoyage à sec et de dégraissage des métaux. On a décelé des concentrations atteignant 3,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau potable aux Etats-Unis (U.S. EPA 1980c) et des concentrations de 954 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans des eaux souterraines contaminées en Suisse (Giger et Molnar-Kubica 1978). On présente au tableau 6-76 les concentrations de divers chloroéthylènes dans les eaux de surface au Canada. On a trouvé du trichloroéthylène dans des échantillons d'eau prélevés dans les bassins central et oriental du lac Erié en 1977 et en 1978. La concentration moyenne (écart type) était de 11 ± 9 $ng \cdot L^{-1}$ pour les échantillons prélevés en 1977 et de 20 ± 13 $ng \cdot L^{-1}$ pour ceux prélevés en 1978 (Kaiser et Valdmanis 1979) On a aussi identifié plusieurs éthylènes halogénés dans la rivière Niagara et dans le lac Ontario. On a trouvé 9 ± 65 $ng \cdot L^{-1}$ de tétrachloroéthylène dans le lac Ontario en 1981. De plus, on a trouvé 5 ± 3 $ng \cdot L^{-1}$ de trichloroéthylène et 36 ± 47 $ng \cdot L^{-1}$ de tétrachloroéthylène dans la rivière Niagara (Kaiser et coll. 1983).

Tableau 6-76. Concentrations de divers chloroéthylènes dans les eaux de surface au Canada

Composé	Endroit	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons
1,1-dichloroéthylène	Cornwall	Traces[1]	2
Trichloroéthylène	R. Sainte-Claire	Traces[2]–1	10
	Cornwall	Traces	4
	Grand lacs	Traces–10	—
Tétrachloroéthylène	R. Sainte-Claire	Traces–2	29
	Cornwall	Traces	3

[1] <1 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario).
[2] 0,05-0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour la rivière Sainte-Claire près de Sarnia (Ontario).

Sources: CMI 1981; Bonner et Meresz 1981; Environnement Canada 1984.

6.3.4.2.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les chloroéthylènes sont des composés C_2 non saturés, de faible poids moléculaire, dans lesquels un ou plusieurs atomes d'hydrogène ont été remplacés par du chlore; les composés mono-, di-, tri- et tétrachlorés sont possibles. Le tableau 6-77 présente certaines des propriétés physiques et chimiques des chloroéthylènes. A l'exception du monochloroéthylène, tous les chloroéthylènes sont des liquides à faible point d'ébullition, à pression de vapeur élevée et modérément solubles dans l'eau. La pression de vapeur et la solubilité dans l'eau diminuent à mesure que l'on augmente le nombre de chlore. Quoiqu'il existe peu de renseignements sur leur devenir dans l'environnement aquatique, on considère que le principal mécanisme d'élimination est la volatilisation (suivie de l'oxydation dans l'atmosphère) (U.S. EPA 1979).

Le monochloroéthylène n'était pas sorbé sur la matière particulaire (U.S. EPA 1974). La sorption du trichloroéthylène et du tétrachloroéthylène est limitée (Dilling et coll. 1975). Lors de relevés sur le terrain, on n'a constaté aucune concentration sélective du tri- et du tétrachloroéthylène par les sédiments (Pearson et McConnell 1975). Le tri- et le tétrachloroéthylène n'étaient pas adsorbés sur les graviers grossiers, tandis que les sédiments riches en détritus organiques possédaient une capacité d'asorption élevée (McConnell et coll. 1975).

La photolyse directe (Jensen et Rosenberg 1975; Hill et coll. 1976), l'oxydation (Hill et coll. 1976), et l'hydrolyse (U.S. EPA 1974; Dilling et coll. 1975) ne sont pas considérées comme des processus d'élimination importants des chloroéthylènes dans l'environnement aquatique. Le monochloroéthylène peut être photolysé en présence d'un agent de photosensibilisation (Hill et coll. 1976); toutefois, l'importance de cette réaction pour l'environnement n'a pas été examinée (U.S. EPA 1979).

La volatilisation est le principal processus d'élimination des chloroéthylènes de l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979). On a signalé des demi-vies d'évaporation de moins de 1 h pour les chloroéthylènes à des concentrations dans l'eau d'environ 1 $mg \cdot L^{-1}$ à 25 °C (Dilling 1977). Une fois dans la troposphère, les chloroéthylènes sont rapidement oxydés, et les demi-vies d'oxydation varient de 4 j à 8 semaines (Pearson et McConnell 1975; Yung et coll. 1975; Dilling et coll. 1976; Gay et coll. 1976).

Peu de données sont disponibles sur la biodégradation des chloroéthylènes dans l'environnement aquatique. Le monochloroéthylène résiste à la dégradation par les bactéries et les champignons (Hill et coll. 1976). Les autres chloroéthylènes sont considérés persistants en ce qui a trait à la biodégradation (Pearson et McConnell 1975). Puisque la plupart des chloroéthylènes possèdent un faible coefficient de partage octanol/eau, on s'attend que la bioaccumulation de ces com-

Tableau 6-77. Propriétés physiques et chimiques des chloroéthylènes

Composé	Autre nom	Formule moléculaire	Poids molé-culaire	Point de fusion (°C)	Point d'ébulli-tion (°C)	Pression de vapeur (kPa) à 20 °C	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$) à 20 °C	Coefficient de partage octanol/eau (log P_{oe})
Chloroéthylène	Chlorure de vinyle	C_2H_3Cl	62,50	−153,8	-13,37	354,6 (25 °C)	1,1 (25 °C)	0,60[1]
1,1-dichloroéthylène	Chlorure de vinylidène	$C_2H_2Cl_2$	96,94	−122,1	37	78,8 (25 °C)	60[2] (10 °C)	1,48[3]
1,2-dichloroéthylène		$C_2H_2Cl_2$	96,94	−50	47,5	26,7 (14 °C)	600	1,48[3]
Trichloroéthylène	Trichlorure d'éthylène	C_2HCl_3	131,39	−73	87	7,7[2]	1100[2]	2,29[4]
Tétrachloroéthylène	Perchloroéthylène	C_2Cl_4	165,83	−22,7	121	1,9[2]	150[2] 200[6]	2,88[5]

[1] Radding et coll. 1977.
[2] Pearson et McConnell 1975.
[3] Tute 1971.
[4] Leo et coll. 1971.
[5] Neely et coll. 1974.
[6] Chiou et coll. 1977.

Sources: U.S. EPA 1979; Verschueren 1983.

posés soit faible. Dans le cas du trichloroéthylène, on a trouvé un facteur de bioconcentration à l'état d'équilibre de 17 chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) après une exposition de 14 j; de même, dans le cas du tétrachloroéthylène, on a trouvé un facteur de bioconcentration de 49 après une exposition de 21 j. Les taux de dépuration sont élevés dans le cas des deux composés, les demi-vies étant de moins de 1 j (U.S. EPA 1978, 1980b, c).

6.3.4.2.5 Bibliographie

Bonner, R.F. et O. Meresz. 1981. Identification and Quantification of Organic Compounds. Organic Trace Contaminants Section, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario.

Chiou, C.T., V.H. Freed, D.W. Schmedding et R.L. Kohnert. 1977. Partition coefficient and bioaccumulation of selected organic chemicals. Environ. Sci. Technol. 11: 475-478.

CMI. 1981. Annual Report. Rapport présenté au Great Lakes Water Quality Board/Great Lakes Science Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CORPUS Information Services. 1984. Trichloroethylene. Tetrachloroethylene. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Dilling, W.L. 1977. Interphase transfer processes II. Evaporation rates of chloromethanes, ethanes, ethylenes, propanes, and propylenes from dilute aqueous solutions. Comparisons with technical predictions. Environ. Sci. Technol. 11: 405-409.

Dilling, W.L., C.J. Bredeweg et N.B. Tefertiller. 1976. Simulated atmospheric photodecomposition rates of methylene chloride, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other compounds. Environ. Sci. Technol. 10: 351-356.

Environnement Canada. 1984. 1980-81 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Gay, B.W., Jr., P.L. Hanst, J.J. Bufalini et R.C. Noonan. 1976. Atmospheric oxidation of chlorinated ethylenes. Environ. Sci. Technol. 10: 58-67.

Giger, W. et E. Molnar-Kubica. 1978. Tetrachloroethylene in contaminated ground and drinking waters. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 19: 475-480.

Hill, J., IV, H.P. Kollig, D.F. Paris, N.L. Wolfe et R.G. Zepp. 1976. Dynamic Behaviour of Vinyl Chloride in Aquatic Ecosystems. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. EPA-600/3-76-001. 64 pp.

Jensen, S. et R. Rosenberg. 1975. Degradability of some chlorinated aliphatic hydrocarbons in seawater and sterilized water. Water Res. 9: 659-661.

Kaiser, K.L.E. et I. Valdmanis. 1979. Volatile chloro- and chlorofluorocarbons in Lake Erie – 1977 and 1978. J. Great Lakes Res. 5: 160-169.

Kaiser, K.L.E., M.E. Comba et H. Huneault. 1983. Volatile halocarbon contaminants in the Niagara River and in Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 9: 212-223.

Leo, A., C. Hansch et D. Elkins. 1971. Partition coefficients and their uses. Chem. Rev. 71: 525-616.

McConnell, G., D.M. Ferguson et C.R. Pearson. 1975. Chlorinated hydrocarbons and the environment. Endeavor 34: 13-18.

Neely, W.B., D.R. Branson et G.E. Blau. 1974. Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environ. Sci. Technol. 8: 1113-1115.

Pearson, C.R. et G. McConnell. 1975. Chlorinated C_1 and C_2 hydrocarbons in the marine environment. Proc. R. Soc. London B 189: 305-322.

Radding, S.B., D.H. Liu, H.L. Johnson et T. Mill. 1977. Review of the Environmental Fate of Selected Chemicals. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/5-77-003. 147 pp.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Tute, M.S. 1971. Principles and practice of Hansch analysis: a guide to structure-activity correlation for the medicinal chemist. Adv Drug Res. 6: 1-77.

U.S. EPA. 1974. Preliminary Assessment of the Environmental Problems Associated with Vinyl Chloride and Polyvinyl Chloride (appendices). Report on the Activities and Findings of the Vinyl Chloride Task Force, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 67 pp.

U.S. EPA. 1978. In-depth Studies on Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. Contract No. 68-01-4646.

U.S. EPA. 1979. Chloroethene. 1,1-Dichloroethene. 1,2-Dichloroethene. Trichloroethene. Tetrachloroethene. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines and Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 49-1 à 49-10, 50-1 à 50-10, 51-1 à 51-10, 52-1 à 52-13, et 53-1 à 53-13.

U.S. EPA. 1980a. Ambient Water Quality Criteria for Trichloroethylene. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-077.

U.S. EPA. 1980b. Ambient Water Quality Criteria for Dichloroethylenes. Office of Water Regulations and Standards,

Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-041.
U.S. EPA. 1980c. Ambient Water Quality Criteria for Tetrachloroethylene. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-073.
Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.
Yung, Y.L., M.B. McElroy et S.C. Wofsy. 1975. Atmospheric halocarbons: A discussion with emphasis on chloroform. Geophys. Res. Lett. 2: 397-399. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

6.3.4.3 Chloropropanes et chloropropènes

6.3.4.3.1 Utilisations et production

Les dichloropropanes et les dichloropropènes sont principalement utilisés comme fumigants pour détruire les nématodes dans les sols, comme solvants pour l'huile et la graisse et dans les procédés de nettoyage à sec et de dégraissage (Verschueren 1983; Worthing 1983). Le 1,2-dichloropropane ($ClCH_2CHClCH_3$) est utilisé comme fumigant insecticide, et le 1,3-dichloropropène ($ClCH_2CHCHCl$), comme fumigant pour les sols et comme nématicide. On peut également utiliser des mélanges de 1,2-dichloropropane et de 1,3-dichloropropène (Worthing 1983). On ne produit ni chloropropane ni chloropropène au Canada. En 1981 et en 1982, on a importé au Canada 1104 t et 1101 t respectivement de dichloropropène sous forme de préparations pour fumigation (Statistique Canada 1983).

6.3.4.3.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les chloropropanes et les chloropropènes peuvent pénétrer dans l'environnement aquatique par les effluents industriels, le ruissellement en provenance des terres agricoles et les effluents municipaux (U.S. EPA 1980). On a décelé des concentrations de 1,2-dichloropropane de 1-10 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les effluents finals de diverses usines pétrochimiques déversés dans la rivière Sainte-Claire. Dans un échantillon sur trois, on a décelé la présence de *trans*-1,3-dichloropropène à une concentration estimée de 1-10 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Munro et coll. 1985). Les apports totaux de 1,2-dichloropropane dans la rivière Niagara et ses tributaires à partir de sources municipales et industrielles situées en Ontario s'élevaient à 0,6 $g \cdot j^{-1}$ (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981). On présente au tableau 6-78 les apports bruts totaux, les concentrations et les fréquences de détection du 1,2-dichloropropane et du 1,3-dichloropropène dans les effluents finals des usines industrielles et municipales à Cornwall (Ontario).

6.3.4.3.3 Concentrations dans l'environnement

On a décelé la présence de chloropropanes et de chloropropènes dans l'eau potable à la Nouvelle-Orléans (U.S. EPA 1980). On a trouvé du 1,2-dichloropropane dans l'eau potable traitée, dans les eaux de surface et dans les effluents industriels aux Etats-Unis. On a également constaté la présence de 1,3-dichloropropène dans l'eau potable traitée (Shackelford et Keith 1976).

Tableau 6-78. Apports bruts totaux, concentrations et fréquences de détection du 1,2-dichloropropane et du 1,3-dichloropropylène dans les effluents finals des usines industrielles et municipales à Cornwall (Ontario)

Composé	Apports bruts ($kg \cdot j^{-1}$)	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Fréquence de détection (%)
1,2-dichloropropane	2,59	ND[1]-357	75
trans-1,3-dichloropropylène	1,17	ND-76,6	49

[1] ND = non décelable.

Source: Environnement Canada 1984.

La base de données NAQUADAT (1985) ne signale pas de résultats d'échantillonnage pour les chloropropanes et les chloropropènes. On a décelé 29,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ de 1,2-dichloropropane dans l'un de deux échantillons prélevés dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario). On a décelé des traces (5 $\mu g \cdot L^{-1}$) de 1,2-dichloropropane et de *trans*-1,3-dichloropropène dans l'approvisionnement municipal en eau potable de Cornwall (Environnement Canada 1984). On a décelé la présence de 1,2-dichloropropane à des concentrations de 10-100 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans 14 des 24 échantillons prélevés dans la rivière Sainte-Claire. On a décelé la présence de *trans*-1,3-dichloropropène à des concentrations de 1-100 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans trois échantillons d'eau de la rivière Sainte-Claire (Munro et coll. 1985). On a décelé la présence de dichloropropane (isomère non précisé) à une concentration variant de non décelable à moins de 1 $ng \cdot L^{-1}$ dans seulement 1 des 72 échantillons prélevés dans le cours supérieur de la rivière Niagara lors d'une étude effectuée en 1979-1980 (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

6.3.4.3.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les chloropropanes et les chloropropènes sont des composés aliphatiques saturés ou non saturés, de faible poids moléculaire, renfermant un ou plusieurs atomes de chlore. En général, ils sont volatils et solubles dans l'eau, et présentent une légère affinité pour la matière organique (tableau 6-79) (U.S. EPA 1979; Verschueren 1983). La volatilisation joue un rôle majeur dans l'élimination de ces composés de la colonne d'eau (U.S. EPA 1979).

Les faibles valeurs calculées du P_{oe} indiquent que la sorption de certains chloropropanes et chloropropènes sur la matière organique ne serait pas importante (U.S. EPA 1979). On a toutefois constaté que le 1,3-dichloropropène, appliqué aux sols comme fumigant, était sorbé et persistait pendant de longues périodes (Leistra 1970; Thomason et McKenry 1973). La sorption du 1,3-dichloropropène était en général proportionnelle à la teneur en matière organique du sol (Leistra 1970). On a constaté que la dégradation, probablement par hydrolyse catalysée par une base, était plus rapide dans l'argile que dans les sols sablonneux (Van Dijk 1973).

On ne s'attend pas que la photolyse et l'oxydation des chloropropanes et des chloropropènes soient importantes dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979). Le 1,3-dichloropropène est hydrolysé dans les sols humides et dans

Tableau 6-79. Propriétés physiques et chimiques de certains chloropropanes et chloropropènes

Composé	Poids moléculaire	Point d'ébullition (°C)	Pression de vapeur (kPa) à 20 °C	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$) à 20 °C	Coefficient de partage octanol/eau (log P_{oe})[1]
1,2-dichloropropane	112,99	95,4	27,9 (19,6 °C) 5,6	2700	2,28
cis-1,3-dichloropropène	110,98	104,3	3,3	2700	1,98
trans-1,3-dichloropropène	110,98	112	3,3	2800	1,98

[1] Tute 1971; U.S. EPA 1979.

Sources: U.S. EPA 1979; Verschueren 1983; Worthing 1983.

l'eau pour donner des alcools chloroalkyliques (Castro et Belser 1966).

Comme les chloropropanes et les chloropropènes possèdent des pressions de vapeur relativement élevées on s'attend que la volatilisation constitue leur devenir prédominant. On a mesuré des demi-vies de 31 min pour le *cis*- et le *trans*-1,3-dichloropropène (1 $mg \cdot L^{-1}$) résultant de leur volatisation dans des eaux agitées. Les pertes étaient d'environ 90 % en 1,5 h (Dilling et coll. 1975).

On a constaté qu'il y avait dégradation biotique minimale du 1,2-dichloropropane dans le sol (Roberts et Stoydin 1976), même si le *cis*- et le *trans*-1,3-dichloropropène étaient dégradés par une espèce de *Pseudomonas* isolée dans le sol (Belser et Castro 1971).

6.3.4.3.5 Bibliographie

Belser, N.O. et C.E. Castro. 1971. Biodegradation – the metabolism of the nematocides *cis*- and *trans*-3-chloroalkyl alcohol by a bacterium isolated from soil. J. Agric. Food Chem. 19: 23-26.

Castro, C.E. et N.O. Belser. 1966. Hydrolysis of *cis*- and *trans*-1,3-dichloropropene in wet soil. J. Agric. Food Chem. 14: 69-70.

Dilling, W.L., N.B. Terfertiller et G.J. Kallos. 1975. Evaporation rates and reactivities of methylene chloride, chloroform, 1,1,1-trichloroethene, trichloromethylene, tetrachloroethylene, and other chlorinated compounds in dilute aqueous solutions. Environ. Sci. Technol. 9: 833-838.

Environnement Canada. 1984. 1980-81 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Agreement on Great Lakes Water Quality. Canada-Ontario Review Board, Ottawa.

Leistra, M. 1970. Distribution of 1,3-dichloropropene over the phases in soil. J. Agric. Food Chem. 18: 1124-1126.

Munro, J.R., M.G. Foster, T. Pawson, A. Stelzing, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey 1979-1980. Ontario Ministry of the Environment/Environnement Canada, Toronto/Ottawa (Ontario). 194 pp.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Roberts, T.R. et G. Stoydin. 1976. The degradation of (Z)- and (E)-1,3-dichloropropenes and 1,2-dichloropropane in soil. Pestic. Sci. 7: 325-335. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Shackelford, W.M. et L.H. Keith. 1976. Frequency of Organic Compounds Identified in Water. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. EPA 600/4-76-062. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Thomason, I.J. et M.V. McKenry. 1973. Part 1. Movement and fate as affected by various conditions in several soils. Hilgardia 42: 393-421. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Tute, M.S. 1971. Principles and practice of Hansch analysis: A guide to structure-activity correlation for the medicinal chemist. Adv. Drug Res. 6: 1-77.

U.S. EPA. 1979. 1,2-Dichloropropane. 1,3-Dichloropropene. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Volume II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines and Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 54-1 à 54-5 et 55-1 à 55-7.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Dichloropropane and Dichloropropene. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-043.

Van Dijk, H. 1973. Degradation of 1,3-dichloropropenes in soil. Agro-Ecosystems 1: 193-204.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. pp. 181, 183.

6.3.4.4 Halométhanes*

6.3.4.4.1 Utilisations et production

Les halométhanes sont des composés organiques dans lesquels un ou plusieurs halogènes sont incorporés dans la molécule de méthane (CH_4). Les trihalométhanes, comme le chloroforme, sont examinés séparément. Les halométhanes communs sont mentionnés au tableau 6-80, avec les chiffres de production et les utilisations.

La production, les importations, la consommation et les exportations des différents halométhanes au Canada sont présentées au tableau 6-81.

6.3.4.4.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les halométhanes présents dans l'environnement proviennent de sources naturelles et anthropiques. Les océans seraient, estime-t-on, la principale source de bromo- et de chlorométhane (U.S. EPA 1980a); le dichloro- et le tribromométhane auraient également des origines naturelles (NAS 1978). Des quantités importantes de bromométhane pénètrent également dans l'environnement à la suite de son utilisation à grande échelle comme fumigant (U.S. EPA 1980a).

* Les trihalométhanes ne sont pas inclus (voir la section 6.3.4.7).

Tableau 6-80. Halométhanes communs et leurs utilisations

Composé	Utilisations
Chlorométhane (chlorure de méthyle)	Herbicide, réfrigérant, agent de propulsion pour aérosol, fabrication de caoutchouc synthétique, plomb-tétraéthyle
Dichlorométhane (chlorure de méthylène)	Dans les insecticides, les fumigants
Tétrachlorométhane (tétrachlorure de carbone)	Réfrigérant, aérosol, ignifugeants, solvant industriel, fumigant
Bromométhane (bromure de méthyle)	Fumigant, ignifugeants, réfrigérant, insecticide
Dibromométhane (bromure de méthylène)	Solvant et intermédiaire chimique
Dichlorofluorométhane (Fréon-12)	Réfrigérants, solvants, agents de propulsion pour aérosol, ignifugeants, agent de gonflement pour mousse isolante
Trichlorofluorométhane (Fréon-11)	Réfrigérants, solvants, agents de propulsion pour aérosol, ignifugeants, agent de gonflement pour mousse isolante

Sources: NAS 1977; U.S. EPA 1980a, b.

Bon nombre des halométhanes dans l'environnement aquatique proviennent essentiellement de leur utilisation dans des procédés de fabrication et donc de leur présence dans des effluents industriels. D'autres proviennent de leur utilisation comme propulsifs pour aérosol et comme réfrigérants (U.S. EPA 1980a).

Le tableau 6-82 donne les apports bruts, les concentrations et les fréquences de détection du tétrachlorure de carbone et du chlorure de méthylène dans les effluents urbains et industriels de Cornwall. On a décelé du tétrachlorure de carbone dans 34 % des 65 échantillons prélevés dans les effluents finals déversés dans la rivière Sainte-Claire (Ontario) par les usines pétrochimiques. Les concentrations étaient, estime-t-on, de 1-10 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Environnement Canada 1984). Dans la même étude, on a décelé de 10 à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ de chlorure de méthylène dans 22 % des 65 échantillons. On n'a pas décelé de trichlorofluorométhane dans les 15 échantillons prélevés dans les effluents finals des mêmes usines pétrochimiques (Munro et coll. 1985). Les apports totaux de tétrachlorure de carbone et de chlorure de méthylène d'origine urbaine et industrielle dans la rivière Niagara et ses affluents étaient, estime-t-on, de non décelables et de 5,979 $kg \cdot j^{-1}$ respectivement (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

6.3.4.4.3 Concentrations dans l'environnement

On a décelé de 5 à 16 600 $\mu g \cdot L^{-1}$ de tétrachlorure de carbone dans deux des quatre échantillons prélevés dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario). On a décelé de 5 à 23,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ de chlorure de méthylène dans les deux échantillons prélevés dans le fleuve Saint-Laurent. On a trouvé 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ de tétrachlorure de carbone dans l'eau potable de Cornwall; on a également trouvé du chlorure de méthylène mais sa concentration n'a pas été mesurée (Environnement Canada 1984). On a décelé de 1 à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ de tétrachlorure de carbone dans 24 échantillons prélevés dans la rivière Sainte-Claire; trois autres échantillons présentaient des te-

Tableau 6-81. Production, consommation, importations et exportations de fluorochlorométhanes, de tétrachlorure de carbone, de chlorure de méthylène et de chlorure de méthyle, et importations d'autres halométhanes au Canada

Composé	Année	Production (t)	Consommation (t)	Importations (t)	Exportations (t)
Fluorochlorométhanes (trichlorofluorométhane, dichlorodifluorométhane et chlorodifluorométhane)	1983	16 000	14 900	500	0
	1984	16 400	15 400	500	0
Tétrachlorure de carbone (tétrachlorométhane)	1983	15 000	15 100	1 000	100
	1984	15 000	15 500	500	0
Chlorure de méthylène (dichlorométhane)	1983	0	11 600	11 900	0
	1984	0	12 000	12 000	0
Chlorure de méthyle (chlorométhane)	1983	0	4 000	4 000	0
	1984	0	5 650	5 700	0
Bromotrifluorométhane	1981			107	
	1982			162	
Chlorotrifluorométhane	1981			27	
	1982			18	
Chlorofluorométhanes (groupe non spécifié)	1981			10	
	1982			23	
Bromométhane (bromure de méthyle), préparation de fumigation	1981			32	
	1982			71	

Sources: Statistique Canada 1983; CORPUS Information Services 1984.

Tableau 6-82. Apports bruts, concentrations et fréquence de détection du tétrachlorure de carbone et du chlorure de méthylène dans les effluents municipaux et industriels de Cornwall

Composé	Apports bruts ($kg \cdot j^{-1}$)	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Fréquence de détection (%)
Tétrachlorure de carbone (tétrachlorométhane)	42,1	ND[1]-45 500	31
Chlorure de méthylène (dichlorométhane)	10,9	ND-331	41

[1] ND = non décelable.

Source: Environnement Canada 1984.

neurs allant de 10 à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$. On a décelé de 10 à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ de chlorure de méthylène dans deux échantillons prélevés dans les eaux de surface de la rivière Sainte-Claire; on a décelé de 1 à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ de trichlorofluorométhane dans un des neufs échantillons prélevés (Munro et coll. 1985).

Durant une étude entreprise en 1978, on a identifié plusieurs composés volatils halogénés dans des échantillons d'eau du lac Erié. Les concentrations moyennes (écarts types) pour le chloroforme et le tétrachlorure de carbone étaient de 15 ± 4 $ng \cdot L^{-1}$ et de 19 ± 11 $ng \cdot L^{-1}$, respectivement. On a décelé du dichlorodifluorométhane (Fréon 12) et du trichlorofluorométhane (Fréon 11) en concentrations de 76 ± 12 $ng \cdot L^{-1}$ et 34 ± 26 $ng \cdot L^{-1}$ respectivement (Kaiser et Valdmanis 1979).

En 1981, on a échantillonné 95 stations dans le lac Ontario pour des halocarbones volatils. Des moyennes (écarts types) pour le lac ont été établies pour plusieurs composés: chlorure de méthylène, 572 ± 826 $ng \cdot L^{-1}$; trichlorofluorométhane, 249 ± 882 $ng \cdot L^{-1}$; chloroforme 18 ± 92 $ng \cdot L^{-1}$ et bromodichlorométhane, 3 ± 9 $ng \cdot L^{-1}$. Selon une étude de 16 stations dans le cours inférieur de la rivière Niagara, on a mesuré des concentrations moyennes de chloroforme de 22 ± 32 $ng \cdot L^{-1}$. Plusieurs autres halométhanes, haloéthanes et haloéthylènes ont aussi été décelés (Kaiser et coll. 1983). De plus, en 1980-1981, plusieurs composés ont été identifiés dans la rivière Welland, un affluent de la rivière Niagara (Kaiser et Comba 1983).

Le tableau 6-83 présente les différentes concentrations de chlorure de méthylène dans les eaux brutes prélevées aux prises d'eau d'usines d'épuration et dans l'eau du cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et en 1980. On a décelé du tétrachlorure de carbone à des concentrations allant de non décelables à 12 $ng \cdot L^{-1}$ dans deux des 76 échantillons prélevés dans le cours supérieur de la rivière Niagara (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

6.3.4.4.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les halométhanes sont des composés renfermant un atome de carbone, dans lesquels un ou plusieurs atomes d'hydrogène de la molécule initiale de méthane sont substitués par du fluor, du chlore, du brome ou de l'iode. Les halométhanes comprennent les composés mono-, di-, tri- et tétrahalogénés. Les trihalométhanes sont examinés séparément (voir la section 6.3.4.7). Certaines propriétés physiques et chimiques des halométhanes sont données au tableau 6-84. En général, les halométhanes sont des gaz ou des liquides hydrosolubles et volatils à la température ambiante.

Tableau 6-83. Concentrations de chlorure de méthylène dans les eaux de surface aux prises d'eau d'usines d'épuration et dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980

Endroit	Année	Nombre total d'échantillons	Nombre d'échantillons renfermant des quantités décelables	Concentrations ($\mu g \cdot L^{-1}$)
Niagara-on-the-Lake	1979	9	5	ND[1]-9,0
	1980	14	11	ND-2,1
Niagara Falls	1979	9	6	ND-4,0
	1980	13	12	ND-39,5
Fort Erié	1979	9	7	ND-3,0
	1980	14	12	ND-10,2
St. Catharines	1980	8	8	<0,001-1,2

[1] ND = non décelable.

Source: Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981.

La sorption sur des surfaces n'est pas considérée comme un processus important dans l'environnement aquatique; cependant, on dispose de peu de données. Plusieurs halométhanes possèdent un coefficient de partage octanol/eau de l'ordre de 10^2; ils peuvent donc être absorbés par des matières lipophiles (Hansch et coll. 1975). Le dichlorométhane ne se lie guère à des matières inorganiques ou organiques (Dilling et coll. 1975). Les graviers grossiers adsorbent peu le tétrachlorométhane, contrairement aux sédiments riches en détritus organiques qui possèdent une capacité d'adsorption assez élevée (Pearson et McConnell 1975). On ne dispose d'aucune donnée sur les autres halométhanes (U.S. EPA 1979).

La photolyse des halométhanes dans l'eau n'est pas, estime-t-on, un processus important (Dilling et coll. 1975). Il en est de même, prévoit-on, pour l'oxydation et l'hydrolyse (Radding et coll. 1977; Mabey et Mill 1978).

La volatilisation est, semble-t-il, le principal processus d'élimination des halométhanes de l'eau. Dans le cas de solutions aqueuses contenant environ 1 $mg \cdot L^{-1}$ de chlorométhane, de dichlorométhane et de tétrachlorométhane, la demi-vie d'évaporation est inférieure à 0,5 h (Dilling 1977). Même si l'on ne dispose pas de données spécifiques, on prévoit que d'autres halométhanes se volatisent rapidement (U.S. EPA 1979). Une fois dans la troposphère, il y a photooxydation avec des demi-vies de 0,37 (Cox et coll. 1976) à 0,89 année (Yung et coll. 1975) pour le chlorométhane, de 0,3 année pour le dichlorométhane (Cox et coll. 1976) et de 1 année pour le bromométhane (Wofsy et coll. 1975). Le tétrachlorométhane, le trichlorofluorométhane et le dichlorodifluorométhane sont stables dans la troposphère, leurs demi-vies variant de plusieurs années à plusieurs centaines d'années (Howard et Durking 1973; Cox et coll. 1976; Jesson et coll. 1977; Hanst 1978).

On connaît peu de choses sur la biodégradation des halométhanes. Le tétrachlorométhane ne se dégradait pas au

Tableau 6-84. Propriétés physiques et chimiques de certains halométhanes

Composé	Autre nom	Formule moléculaire	Poids moléculaire	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Pression de vapeur (kPa) à 20 °C	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$) à 25 °C	Coefficient de partage octanol/eau (log P_{oe})
Chlorométhane	Chlorure de méthyle	CH_3Cl	50,59	−97,73	-24,2	502[1]	6 450[2] (20 °C) 7 250[4] (20 °C)	0,91[3]
Dichlorométhane	Chlorure de méthylène	CH_2Cl_2	84,94	−95	39,75	48[4]	13 200[4] 20 000[2]	1,25[3]
Tétrachlorométhane	Tétrachlorure de carbone	CCl_4	153,82	−22,9	76,54	12[4]	785[4] (20 °C)	2,64[3]
Bromométhane	Bromure de méthyle	CH_3Br	94,94	−93,6	4,6	189[5]	900[6] (20 °C)	1,17
Dibromométhane	Bromure de méthylène	CH_2Br_2	173,86	−52,8	98,2	453	12[8] (20 °C)	1,54[9]
Dichlorodifluorométhane	Fréon-12	CCl_2F_2	129,91	−158	−29,8	573[4]	280[4]	2,16[3]
Trichlorofluorométhane	Fréon-11	CCl_3F	137,4	−111	23,8	89[4]	1 110[4] (20 °C)	2,53[3]

[1] McConnell et coll. 1975.
[2] Dean 1973.
[3] Hansch et coll. 1975.
[4] Pearson et McConnell 1975.
[5] U.S. EPA 1976.
[6] Verschueren 1983.
[7] Tute 1971.
[8] Clayton et Clayton 1981.
[9] Lyman et coll. 1982.

Sources: U.S. EPA 1979; Verschueren 1983.

cours de la détermination par la méthode classique en bouteille de la demande biologique en oxygène (Pearson et McConnell 1975). On a constaté que le dichlorodifluorométhane était persistant dans les eaux naturelles (Su et Goldberg 1976). On ne dispose guère de données sur l'absorption par les organismes aquatiques. Le tétrachlorométhane (valeur calculée du log P_{oe} = 2,64) (Hansch et coll. 1975) se concentrera, prévoit-on, dans des conditions d'exposition continue; cependant, la bioamplification est improbable (Pearson et McConnell 1975). On a trouvé un facteur de bioconcentration de 30 au cours de l'exposition de crapets arlequin (*Lepomis macrochirus*) au tétrachlorométhane pendant 21 j (U.S. EPA 1978, 1980b). Le dichlorodifluorométhane et le trichlorofluorométhane présentent une faible tendance à s'accumuler (Howard et coll. 1975); cependant, on a trouvé dans divers organes de poissons et de mollusques marins des résidus de trichlorofluorométhane de 0,1-5 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids sec) (Dickson et Riley 1976).

6.3.4.4.5 Bibliographie

Clayton, G.D. et F.E. Clayton (eds.). Patty's Industrial Hygiene and Toxicology. 3rd edition. John Wiley & Sons, New York. 2878 pp.

CORPUS Information Services. 1984. Fluorochloromethane. Carbon tetrachloride. Methylene chloride. Methyl chloride. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Cox, R.A., R.G. Derwent, A.E.J. Eggleton et J.E. Lovelock. 1976. Photochemical oxidation of halocarbons in the tropcsphere. Atmos. Environ. 10: 305-308.

Dean, J.A. (ed.). 1973. Lange's Handbook of Chemistry. 11th edition. McGraw-Hill Book Co., New York. 1576 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Dickson, A.G. et J.P. Riley. 1976. The distribution of short-chain halogenated aliphatic hydrocarbons in some marine organisms. Mar. Pollut. Bull. 7: 167-169. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Dilling, W.L. 1977. Interphase transfer processes. II. Evaporation rates of chloromethanes, ethanes, ethylenes, propanes and propylenes from dilute aqueous solutions. Comparisons with theoretical predictions. Environ. Sci. Technol. 11: 405-409.

Dilling, W.L., N.B. Tefertiller et G.J. Kallos. 1975. Evaporation rates of methylene chloride, chloroform, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene and other chlorinated compounds in dilute aqueous solutions. Environ. Sci. Technol. 9: 833-838.

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality. Canada-Ontario Review Board, Ottawa.

Hansch, C., A. Vittoria, C. Silipo et P.Y.C. Jow. 1975. Partition coefficients and the structure-activity relationship of the anesthetic gases. J. Med. Chem. 18: 546-548.

Hanst, P.L. 1978. Halogenated pollutants. Part II. Noxious trace gases in the air. Chemistry 51: 6-12.

Howard, P.H. et P.R. Durkin. 1973. Preliminary Environmental Hazard Assessment of Chlorinated Naphthalenes, Silicones, Fluorocarbons, Benzenepolycarboxylates and Chlorophenols. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/2-74-001. 263 pp.

Howard, P.H., P.R. Durkin et A. Handrett. 1975. Environmental Hazard Assessment of One and Two Carbon Fluorocarbons. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/2-75-003. 246 pp.

Jesson, J.P., P. Meakin et L.C. Glasgow. 1977. The fluorocarbon-ozone theory. II. Tropospheric lifetime – an estimate of tropospheric lifetime of CCl_3F. Atmos. Environ. 11: 499-508.

Kaiser, K.L.E. et M.E. Comba. 1983. Volatile contaminants in the Welland River Watershed. J. Great Lakes Res. 9: 274-280.

Kaiser, K.L.E. et I. Valdmanis. 1979. Volatile chloro- and chlorofluorocarbons in Lake Erie – 1977 and 1978. J. Great Lakes Res. 5: 160-169.

Kaiser, K.L.E., M.E. Comba et H. Huneault. 1983. Volatile halocarbon contaminants in the Niagara River and in Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 9: 212-223.

Lyman, W.J., W.F. Reehl et D.H. Rosenblatt (eds.). 1982. Handbook of Chemical Property Estimation Methods. McGraw-Hill Book Co., New York. pp. 1-1 à 1-54.

Mabey, W. et T. Mill. 1978. Critical review of hydrolysis of organic compounds in water under environmental conditions. J. Phys. Chem. Ref. Data 7: 383-415.

McConnell, G., D.M. Ferguson et C.R. Pearson. 1975. Chlorinated hydrocarbons and the environment. Endeavor 34: 13-18.

Munro, J.R., M.G. Foster, T. Pawson, A. Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey 1979-1980. Ontario Ministry of the Environment/Environnement Canada, Toronto/Ottawa (Ontario). 194 pp.

NAS. 1977. Drinking Water and Health. Safe Drinking Water Committee, National Academy of Sciences. U.S. National Research Council, Washington, D.C. 939 pp.

NAS. 1978. Nonfluorinated Halomethanes in the Environment. National Academy of Sciences. U.S. National Research Council, Washington, D.C. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980a.)
Pearson, C.R. et G. McConnell. 1975. Chlorinated C_1 and C_2 hydrocarbons in the marine environment. Proc. R. Soc. London B 189: 305-332.
Radding, S.B., D.H. Liu, H.L. Johnson et T. Mill. 1977. Review of the Environmental Fate of Selected Chemicals. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/5-77-003. 147 pp.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Su, C. et E.D. Goldberg. 1976. Environmental concentrations and fluxes of some halocarbons. *Dans* Marine Pollutant Transfer. H.L. Windom and R.A. Duce (eds.). Lexington Books, D.C. Heath and Co., Lexington, Massachusetts. pp. 353-374. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)
Tute, M.S. 1971. Principles and practice of Hansch analysis: a guide to structure-activity correlation for the medicinal chemist. Adv. Drug. Res. 6: 1-77.
U.S. EPA. 1976. A Literature Survey Oriented Towards Adverse Environmental Effects Resultant from the Use of Azo Compounds, Brominated Hydrocarbons, EDTA, Formaldehyde Resins, and *o*-Nitrochlorobenzene. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/2-76-005. 480 pp.
U.S. EPA. 1978. In-depth Study of Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. Contract No. 68-01-4646.
U.S. EPA. 1979. Chloromethane. Dichloromethane. Tetrachloromethane. Bromomethane. Dichlorodifluoromethane. Trichlorofluoromethane. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 38-1 à 38-9, 39-1 à 39-11, 41-1 à 41-10, 58-1 à 58-7, 62-1 à 62-8 et 63-1 à 63-8.
U.S. EPA. 1980a. Ambient Water Quality Criteria for Halomethanes. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-051.
U.S. EPA. 1980b. Ambient Water Quality Criteria for Carbon Tetrachloride. Office of Water Regulation and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-026.
Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.
Wofsy, S.C., M.B. McElroy et Y.L. Yung. 1975. The chemistry of atmospheric bromine. Geophys. Res. Lett. 2: 215-218.
Yung, Y.L., M.B. McElroy et S.C. Wofsy. 1975. Atmospheric halocarbons: a discussion with emphasis on chloroform. Geophys. Res. Lett. 2: 397-399.

6.3.4.5 Hexachlorobutadiène

6.3.4.5.1 Utilisations et production

L'hexachloro-1,3-butadiène, ou hexachlorobutadiène (HCBD), est un sous-produit des industries chimiques qui fabriquent des hydrocarbures chlorés comme le tétrachloréthylène, le trichloréthylène et le tétrachlorure de carbone. On l'utilise essentiellement dans l'industrie chimique comme solvant pour de nombreuses substances organiques, notamment des élastomères. Il est particulièrement utile pour récupérer le chlore des gaz résiduaires et dans la fabrication de composés du caoutchouc, de lubrifiants et de fluides hydrauliques. On l'emploie également comme caloporteur dans les transformateurs électriques (U.S. EPA 1980; Environnement Canada 1983). On ne connaît pas de cas d'utilisation de l'hexachlorobutadiène au Canada (Environnement Canada 1983).

On ne dispose pas de chiffres sur les importations d'hexachlorobutadiène en 1981 et en 1982, car ce composé ne fait pas partie d'une catégorie distincte dans la publication de Statistique Canada (1983), ce qui indique peut-être que les quantités importées sont faibles.

En 1979, la production d'HCBD comme sous-produit de la fabrication de tétrachlorure de carbone, de trichloréthylène et de tétrachloréthylène au Canada a été estimée à 160-340 t et était surtout limitée aux Grands lacs d'aval et au fleuve Saint-Laurent où sont situées les usines qui fabriquent ces trois produits (Environnement Canada 1983). A notre connaissance, on ne fabrique pas d'hexachlorobutadiène au Canada (Environnement Canada 1980).

En juin 1984, l'hexachlorobutadiène a été rayé de la liste des produits chimiques d'intérêt prioritaire de la Loi sur les contaminants de l'environnement, car on jugeait que le risque d'exposition des humains et des écosystèmes était insuffisant pour justifier d'autres études basées sur les modes d'utilisation commerciale et les données relatives aux concentrations dans l'environnement (Environnement Canada 1985).

6.3.4.5.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'HCBD présent dans l'environnement provient de sources anthropiques. Ce composé se présente sous forme d'un sous-produit goudronneux, les principaux mécanismes de dispersion dans l'environnement étant la volatilisation et la solubilisation. Les bassins à résidus constituent les sources les plus importantes. Les eaux usées des procédés industriels peuvent également constituer une importante source de contamination (Li et coll. 1976).

Au cours d'une étude sur les effluents aqueux des installations pétrochimiques situées le long de la rivière Sainte-Claire, on a trouvé de l'HCBD dans 5 des 31 sites examinés et dans 5 des 88 échantillons prélevés. Dans quatre de ces effluents, la concentration d'HCBD a été estimée entre 10 et 100 $\mu g \cdot L^{-1}$, tandis que dans le cinquième, elle a été estimée entre 0,05 et 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Bonner et Meresz 1981). Au cours d'une autre étude sur les effluents des installations pétrochimiques réalisée en 1979 et en 1980, on a décelé de l'hexachlorobutadiène (limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans 6 des 16 échantillons prélevés. Les concentrations estimées étaient comprises entre 1 et 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans seulement trois des échantillons qui en renfermaient des quantités décelables (Munro et coll. 1985).

Au cours d'une étude réalisée en 1980-1981 et portant sur divers contaminants dans des effluents industriels déversés dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario), aucune concentration décelable (limite de détection = 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) d'hexachlorobutadiène n'a été observée dans 13 échantillons (Environnement Canada 1984).

En général, on ignore de quelle façon exactement l'HCBD se déplace dans l'environnement, mais on en a décelé dans l'atmosphère (intervalle de 0,003-460 $\mu g \cdot m^{-3}$) à proximité

d'usines chimiques qui produisent de l'HCBD comme sous-produit (Li et coll. 1976).

6.3.4.5.3 Concentrations dans l'environnement

La teneur en HCBD des eaux est très variable et dépend apparemment de l'intensité des activités industrielles. Au Canada, les contrôles ont surtout porté sur le bassin des Grands lacs (Environnement Canada 1983). On n'a pas décelé d'HCBD (limite de détection comprise entre 0,05 et 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans la rivière Sainte-Claire; cependant, on en a trouvé environ 50 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids humide) dans les sédiments lacustres à l'un des trois sites examinés (Bonner et Meresz 1981). L'HCBD a été décelé (limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans cinq des sept échantillons prélevés dans la rivière Sainte-Claire en 1979, mais on n'a pas déterminé les concentrations (Munro et coll. 1985). Les résultats des échantillonnages relatifs à l'hexachlorobutadiène ne sont pas signalés dans la base de données NAQUADAT (1985). Cinq espèces de poissons d'eau douce (truite fardée, cisco de l'Alaska, meunier rouge, éperlan arc-en-ciel et doré) pêchés dans le lac Supérieur en contenaient 0,5-1,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (essentiellement à la limite de détection). La présence d'HCBD était sporadique, et moins de 1 % des poissons examinés, soit plus de 10 000, contenaient de l'hexachlorobutadiène (Swain 1978; Swain et coll. 1978). On a décelé des concentrations allant de 1,7 à 2,5 $mg \cdot kg^{-1}$ dans des poissons pêchés dans le lac Ontario (Kuehl et coll. 1981). La concentration moyenne d'HCBD dans les poissons du lac Ontario était de 0,2 ± 0,08 $ng \cdot g^{-1}$ (Oliver et Niimi 1983).

6.3.4.5.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'hexachloro-1,3-butadiène (masse moléculaire: 260,76, point de fusion: −21 °C, point d'ébullition: 215 °C) (U.S. EPA 1979; Environnement Canada 1983; Verschueren 1983) a une solubilité dans l'eau de 2 $mg \cdot L^{-1}$ à 20 °C et une pression de vapeur de 20 Pa à 20 °C (Pearson et McConnell 1975). Le log du coefficent de partage octanol/eau de l'hexachlorobutadiène est de 3,74 (Tute 1971). La sorption sur les sédiments est considérée comme un important mécanisme d'élimination de ce composé de l'eau; on possède peu de données sur les autres processus de transport ou d'élimination (U.S. EPA 1979).

La photolyse, l'oxydation et l'hydrolyse ne constituent pas, prévoit-on, des mécanismes importants d'élimination de l'hexachlorobutadiène dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979). Contrairement à d'autres composés aliphatiques halogénés à courte chaîne, l'hexachlorobutadiène a une faible pression de vapeur, ce qui indique une capacité de volatilisation relativement faible (U.S. EPA 1979).

On n'a trouvé aucune donnée sur la biodégradation de l'hexachlorobutadiène dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979). Les facteurs de concentration dans les algues et les animaux, mesurés en laboratoire et sur le terrain, étaient généralement inférieurs à 300 pour des expositions de courte durée (U.S. EPA 1979). Chez le poisson doré (*Carassius auratus*), les facteurs de bioconcentration variaient de 920 à 2300 pour une exposition de 49 j à l'hexachlorobutadiène (U.S. EPA 1976). On a signalé des facteurs de bioconcentration de 160 pour des algues (*Oedogonium cardiacum*) (exposition de 7 j), de 60 pour l'écrevisse (*Procambarus clarki*) (exposition de 10 j) et de 29 pour l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*) (exposition de 10 j) (Leeuwangh et coll. 1975). Dans le cas de l'exposition de la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) à l'HCBD (<1 $ng \cdot L^{-1}$), le facteur moyen de bioconcentration était de 5800 ± 840 (Oliver et Niimi 1983). On n'a pas montré qu'il y avait bioamplification dans la chaîne alimentaire aquatique (Environnement Canada 1984).

6.3.4.5.5 Bibliographie

Bonner, R.F. et O. Meresz. 1981. St. Clair River Organics Study. Identification and Quantification of Organic Compounds. Water Resources Branch, Ontaric Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. (Mentionnée dans Environnement Canada 1983.)

Environnement Canada. 1980. INFONOTES. Hexachlorobutadiène. Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

Environnement Canada. 1983. L'hexachlorobutadiène. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 2. Les substances chimiques organiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environment Canada. 1985. Avis de la Gazette du Canada – Loi sur les contaminants de l'environnement. Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

Kuehl, D.W., K.L. Johnson, B.C. Butterworth, E.N. Leonard et G.D. Veith. 1981. Quantification of octachlorostyrene and related compounds in Great Lakes fish by gas chromatography – mass spectrometry. J. Great Lakes Res. 7: 330-335.

Leeuwangh, P., H. Bult et L. Schneiders. 1975. Toxicity of hexachlorobutadiene in aquatic organisms. *Dans* Sublethal Effects of Toxic Chemicals on Aquatic Animals. Proc. Swedish-Netherlands Symp. J.H. Koeman and J.J. Strik (eds.). Wageningen, The Netherlands. (Mentionnée dans Environnement Canada 1983.)

Li, R.T., J.E. Going et J.L. Spigarelli. 1976. Sampling and Analysis of Selected Toxic Substances. Task IB. Hexachlorobutadiene. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/6-76-015.

Munro, J.R., M.G. Foster, T. Pawson, A. Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey, 1979-1980. Ontario Ministry of the Environment/Environnement Canada, Toronto/Ottawa (Ontario). 194 pp.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Oliver, B.G. et A.J. Niimi. 1983. Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout: correlations with partition coefficients and environmental residues. Environ. Sci. Technol. 17: 287-291.

Pearson, C.R. et G. McConnell. 1975. Chlorinated C_1 and C_2 hydrocarbons in the marine environment. Proc. R. Soc. London B 189: 305-332.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Swain, W.R. 1978. Chlorinated organic residues in fish, water and precipitation from the vicinity of Isle Royale, Lake Superior. J. Great Lakes Res. 4: 398-407.

Swain, W.R., R. Wilson, N. Nen et G. Porter. 1978. Persistent organic and heavy metal residues in Lake Superior fish. Ecological Research Series. U.S. Environmental Protection Agency. (Données provenant d'une communication personnelle avec l'auteur principal). (Mentionnée dans Environnement Canada 1983.)

Tute, M.S. 1971. Principles and practice of Hansch analysis: a guide to structure-activity correlation for the medicinal chemist. Adv. Drug. Res. 6: 1-77.

U.S. EPA. 1976. An Ecological Study of Hexachlorobutadiene. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 560/6-76-010.

U.S. EPA. 1979. Hexachlorobutadiene. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Volume II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines and Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 56-1 à 56-7.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Hexachlorobutadiene. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-053.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

Tableau 6-85. Importations[1] d'aldrine, de chlordane, d'endosulfan, d'isodrine, de chlordécone, de Pentac et de Dechlorane au Canada

Composé	Quantité (t) 1981	1982
Aldrine	0	0
Chlordane	43	27
Endosulfan, isodrine et chlordécone	–[2]	–[2]
Pentac (diénochlor)	4	5
Dechlorane (ignifugeant)	8	14

[1] Se reporter aux sections consacrées à l'endrine, à l'heptachlore et à la dieldrine pour des données sur les importations de ces produits.

[2] Ces données ne sont pas présentées dans une catégorie distincte par Statistique Canada, mais sont regroupées dans une catégorie avec de nombreux autres pesticides, ce qui indique que les quantités importées sont faibles.

Source: Statistique Canada 1983.

6.3.4.6 Hexachlorocyclopentadiène

6.3.4.6.1 Utilisations et production

L'hexachlorocyclopentadiène est un intermédiaire chimique utilisé dans la fabrication de pesticides organochlorés et dans les produits ignifuges. Parmi ses autres utilisations, on compte la fabrication de colorants, de produits pharmaceutiques, de résines et de germicides. Les pesticides à base d'hexachlorocyclopentadiène qui sont enregistrés au Canada comprennent l'aldrine, l'isodrine, le chlordane, l'heptachlore, l'endrine, le chlordécone (Kepone), l'endosulfan, le diénochlore (Pentac) et la dieldrine (Agriculture Canada 1985). Divers produits à base de déchlorane (Mirex) sont utilisés comme ignifugeants (U.S. EPA 1980; Gilbertson 1982). Aux Etats-Unis, l'utilisation de la plupart des pesticides à base d'hexachlorocyclopentadiène est interdite ou sévèrement limitée (U.S. EPA 1980).

Le déchlorane, qui est un produit ignifuge, n'est pas fabriqué au Canada, et seulement deux sociétés américaines en produisent. Parmi ses utilisations, on compte la fabrication de caoutchouc ignifuge, de polypropylène, de polyéthylène, de résines polymériques et de résines époxy, de nylon, de gaines flexibles pour câble, de lubrifiants résistant à des pressions très élevées, de mousses rigides de polyuréthane, de polyesters insaturés et d'agents d'étanchéité pour véhicules automobiles (Gilbertson 1982).

La production annuelle de déchlorane aux Etats-Unis en 1978 a été estimée à 25 000 t (Bell et coll. 1978). D'après les plus récentes données disponibles, environ 200 t de Dechlorane Plus ont été importées au Canada entre 1966 et 1977 (Gilbertson 1982). Le tableau 6-85 présente les importations au Canada de six des neuf pesticides organochlorés et d'un produit ignifuge dont la fabrication utilise de l'hexachlorocyclopentadiène comme intermédiaire chimique. On ne dispose d'aucune donnée sur les importations d'hexachlorocyclopentadiène, mais en 1983 et en 1984, on a importé 173 t et 167 t respectivement de son sel, l'acide chlorendique (Statistique Canada 1985).

Depuis juin 1984, le déchlorane a été rayé de la liste des produits chimiques d'intérêt prioritaire de la Loi sur les contaminants de l'environnement, car on avait conclu, à partir des modes d'utilisation et des données sur les concentrations dans l'environnement, que le risque d'exposition pour les humains et les écosystèmes n'était pas suffisant pour justifier à l'heure actuelle une étude plus approfondie (Environnement Canada 1985).

6.3.4.6.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les rejets industriels et les émissions produites au cours de la fabrication de pesticides et de produits ignifuges sont à l'origine de l'hexachlorocyclopentadiène dans l'environnement. Les quantités d'hexachlorocyclopentadiène rejetées sont faibles, mais, en raison de son rôle comme intermédiaire chimique, ce produit peut parfois pénétrer dans l'environnement lors de l'utilisation de pesticides à base d'hexachlorocyclopentadiène dans lesquels il est présent sous forme d'impureté. Les aires d'enfouissement où sont rejetés des plastiques peuvent également constituer une source de déchlorane (U.S. EPA 1980).

6.3.4.6.3 Concentrations dans l'environnement

On a décelé du Dechlorane Plus à des concentrations atteignant 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans des échantillons d'eau prélevés dans la rivière Credit dans le sud de l'Ontario. Dans la même région, les eaux d'infiltration provenant d'une aire d'enfouissement en contenaient 0,6 $mg \cdot L^{-1}$. D'après les estimations, environ 1,5 kg d'hexachlorocyclopentadiène pénétrait annuellement dans ce système. On a estimé qu'une autre aire d'enfouissement située à proximité de la rivière Speed en Ontario rejetait annuellement environ 1 g d'hexachlorocyclopentadiène dans le système; les concentrations de ce composé dans les eaux d'infiltration atteignaient 89 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Gilbertson 1982). Les résultats des échantillonnages relatifs à l'hexachlorocyclopentadiène ne sont pas signalés dans la base de données NAQUADAT (1985). Selon une étude effectuée en 1980-1981 sur divers contaminants dans les effluents industriels déversés dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario), la concentration d'hexachlorocyclopentadiène était non décelable (limite de détection = 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans 13 échantillons (Environnement Canada 1984).

6.3.4.6.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'hexachlorocyclopentadiène, ou 1,2,3,4,5,5-hexachlorocyclopentadiène (masse moléculaire: 272,77, point d'ébullition: 239 °C) (U.S. EPA 1979; Verschueren 1983) a une solubilité dans l'eau de 1,8 $mg \cdot L^{-1}$ à 25 °C (Zepp et coll. 1979) et une pression de vapeur de 11 Pa à 25 °C (Ungnade et McBee 1957). Comme il s'agit d'un composé très photoréactif, on prévoit que la photolyse sera le principal mécanisme d'élimination dans l'environnement aquatique. L'hydrolyse, la sorption et la bioaccumulation peuvent également jouer un rôle important dans l'élimination de l'hexachlorocyclopentadiène dans des conditions environnementales précises (U.S. EPA 1979).

La valeur mesurée du log du coefficient de partage octanol/eau de l'hexachlorocyclopentadiène est de 3,99 (Zepp et coll. 1979); on prévoit donc que ce produit sera sorbé sur les sédiments riches en matières organiques. Cependant, comparativement à d'autres processus, la sorption est relativement peu importante (U.S. EPA 1979).

La photolyse directe et la photolyse indirecte semblent être deux importants processus d'élimination de l'hexachlorocyclopentadiène de l'eau. On a mesuré des demi-vies d'environ 10 min pour l'élimination par photolyse (Zepp et coll. 1979).

On possède peu de données applicables à l'environnement, mais on ne prévoit pas que l'oxydation chimique et la volatilisation soient des phénomènes importants (Zepp et coll. 1979). On a constaté que la demi-vie d'élimination par hydrolyse, qui est de 14 j à 25 °C, était indépendante du pH dans l'intervalle de pH 5-9 (Zepp et coll. 1979).

La biodégradation n'est probablement pas un mécanisme d'élimination important dans l'environnement aquatique (Zepp et coll. 1979). Au cours d'une étude sur un écosystème modèle, la dégradation par les algues, les gastéropodes, les larves de moustique et les poissons était relativement peu importante (Lu et coll. 1975). Au cours de cette même étude, il y avait bioaccumulation de l'hexachlorocyclopentadiène (facteurs de concentration de 340 pour les algues, de 929 pour les gastéropodes, de 1634 pour les larves de moustique et de 448 pour les poissons) (Lu et coll. 1975). Des jeunes têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) vivant dans les eaux du lac Supérieur (température: 25 ± 2 °C; oxygène dissous: 7,2-8,6 $mg \cdot L^{-1}$; alcalinité: 42-43 $mg \cdot L^{-1}$ en $CaCO_3$; pH: 7,2-7,7) et exposés pendant 30 j à de l'hexachlorocyclopentadiène dans un système à circulation continue présentaient un facteur de bioconcentration inférieur à 11 (Spehar et coll. 1979). On a déterminé une demi-vie de 9 j pour l'hexachlorocyclopentadiène chez le poisson doré (*Carassius auratus*) (Podowski et Khan 1984).

6.3.4.6.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1985. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/85.

Bell, M.A., R.A. Ewing et G.A. Lutz. 1978. Reviews of the Environmental Effects of Pollutants: XI. Hexachlorocyclopentadiene. Battelle Columbus Lab., for U.S. Environmental Protection Agency, Health Effects Research Laboratory, Cincinnati, Ohio. EPA-600/1-78-047. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada. 1985. Avis de la Gazette du Canada – Loi sur les contaminants de l'environnement. Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

Gilbertson, M. 1982. Les composés d'addition de l'hexachlorocyclopentadiène, produits ignifuges. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa. Analyse économique et technique. Rapport SPE-3-EC-82-4F. 32 pp.

Lu, P.-Y., R.L. Metcalf, A.S. Hirwe et J.W. Williams. 1975. Evaluation of environmental distribution and fate of hexachlorocyclopentadiene, chlordane, heptachlor and heptachlor epoxide in a laboratory model ecosystem. J. Agric. Food Chem. 23: 967-973.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Podowski, A.A. et M.A.Q. Khan. 1984. Fate of hexachlorocyclopentadiene in water and goldfish. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 13: 471-481.

Spehar, R.L., G.D. Veith, D.L. DeFoe et B.V. Bergstedt. 1979. Toxicity and bioaccumulation of hexachlorocyclopentadiene, hexachloronorbornadiene, and heptachloronorbornene in larval and early juvenile fathead minnows, *Pimephales promelas*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 21: 576-583.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1985. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1984. Catalogue nº 65-207.

Ungnade, H.E. et E.T. McBee. 1957. The chemistry of perchlorocyclopentenes and cyclopentadienes. Chem. Rev. 58: 249-320. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

U.S. EPA. 1979. Hexachlorocyclopentadiene. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, and Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 57-1 à 57-7.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Hexachlorocyclopentadiene. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-055.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

Zepp, R.G., N.L. Wolfe, G.L. Baughman, P.F. Schlotzhauer et J.N. MacAllister. 1979. Dynamics of Processes Influencing the Behavior of Hexachlorocyclopentadiene in the Aquatic Environment. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. (Document présenté à la Division of Environmental Chemistry, American Chemical Society, septembre 9-14, Washington, D.C.) (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

6.3.4.7 Trihalométhanes

6.3.4.7.1 Utilisations et production

Les trihalométhanes sont des composés du méthane renfermant des halogènes et possédant la formule générale CHX_3, où X_3 peut être une combinaison de fluor, de chlore, de brome ou d'iode. Parmi les trihalométhanes, citons le trichlorométhane ($CHCl_3$, chloroforme), le bromodichlorométhane ($CHCl_2Br$), le dibromochlorométhane ($CHClBr_2$) et le tribromométhane ($CHBr_3$, bromoforme). Le chloroforme est le trihalométhane le plus fréquemment rencontré. On l'emploie pour la fabrication de réfrigérants, de plastiques, de produits pharmaceutiques et de propulsifs pour

aérosol. Ses utilisations comme solvant et comme agent de dégraissage sont elles aussi importantes. Par ailleurs, les trihalométhanes ont d'autres utilisations mineures, par exemple comme liniment, dans les médicaments contre la toux, dans les produits cosmétiques et dans les fumigants. On ne l'utilise pratiquement plus comme anesthétique depuis l'avènement des nouveaux produits chimiques (U.S. EPA 1980). Le bromoforme (tribromométhane) est utilisé dans les produits pharmaceutiques, les solvants et les matériaux ignifuges (NAS 1978).

Au Canada, on n'a pas fabriqué de chloroforme depuis 1976, année où la production avait été de 300 t au Québec. En 1983 et en 1984, 4500 t de chloroforme, estime-t-on, ont été importées au Canada. La consommation canadienne en 1983 et en 1984 a été estimée à 4450 t et 4630 t respectivement (CORPUS Information Services 1984). En 1981 et en 1982, 139 t et 210 t de chlorodifluorométhane ont été importées au Canada respectivement. Le Canada importe aussi du bromoforme, mais on ne possède pas les chiffres exacts (Statistique Canada 1983).

6.3.4.7.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La principale source de trihalométhanes, notamment de chloroforme, dans l'environnement aquatique est la réaction du chlore avec les produits chimiques organiques présents dans les effluents et les eaux brutes. La quantité de chloroforme produite par cette réaction est généralement proportionnelle à la teneur en matières organiques de l'eau (U.S. EPA 1980). On a également identifié des sources ponctuelles qui en rejettent de grandes quantités avec les effluents industriels (NAS 1978) ou au cours de déversements accidentels durant le transport (Thomas et coll. 1979).

Les apports bruts, l'intervalle de concentrations et les fréquences de détection de trois trihalométhanes dans les effluents finals d'installations industrielles et municipales à Cornwall (Ontario) sont présentés au tableau 6-86. Le bromoforme et le chloroforme ont tous deux un intervalle de concentrations médian de 1-10 $\mu g \cdot L^{-1}$, si l'on se base sur 65 échantillons prélevés dans des effluents finals déversés dans la rivière Sainte-Claire en 1979. Les fréquences de détection du bromoforme et du chloroforme étaient de 38 et 39 % respectivement (Munro et coll. 1985). Les apports totaux de chloroforme, de bromoforme de chlorodibromométhane et de dichlorobromométhane dans la rivière Niagara et ses affluents, provenant de sources municipales et industrielles situées en Ontario, ont été évalués à <0,452, 0,0001, <0,008 et <0,038 $kg \cdot j^{-1}$ respectivement (Environnement Canada/ Ontario Ministry of the Environment 1981).

6.3.4.7.3 Concentrations dans l'environnement

Vingt-six des 300 systèmes d'approvisionnement en eau potable examinés en Ontario utilisaient des eaux brutes renfermant des quantités décelables de chloroforme, tandis que les eaux traitées provenant de ces sources avaient des concentrations variant de 6,0 à 159,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Smillie et coll. 1977). Au cours d'une étude effectuée dans l'ensemble du Canada, on a trouvé des concentrations de chloroforme dans l'eau potable allant de non décelable à 121,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1977, 1982). Aux Etats-Unis, des études sur les eaux ont donné des résultats semblables (U.S. EPA 1980). Des sources ponctuelles de chloroforme sont à l'origine de concentrations pouvant atteindre 22 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'environnement (NAS 1978). Les résultats des échantillonnages relatifs aux trihalométhanes, y compris le chloroforme, le bromoforme et le chlorodifluorométhane, ne sont pas signalés dans la base de données NAQUADAT (1985).

Tableau 6-86. Apports bruts, concentrations et fréquence de détection du chloroforme, du bromoforme et du bromodichlorométhane dans les effluents finals d'origine municipale et industrielle à Cornwall (Ontario)

Composé	Apport brut ($kg.j^{-1}$)	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Fréquence de détection (%)
Chloroforme	37,2	ND[1]-1200	41
Bromoforme	0,011	ND-1	6
Bromodichlorométhane	0,28	ND-53,5	84

[1] ND = non décelable.

Source: Environnement Canada 1984.

On a trouvé des concentrations de chloroforme variant de 5 à 12 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans deux des trois échantillons prélevés dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario). On a décelé 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ de bromodichlorométhane dans l'un des deux échantillons prélevés dans le fleuve Saint-Laurent. Le chloroforme et le bromodichlorométhane ont été décelés dans l'eau potable de la ville de Cornwall à une concentration de 322 et de 12,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (Environnement Canada 1984). On a trouvé des concentrations de chloroforme variant de 10 à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans 14 des 24 échantillons prélevés dans la rivière Sainte-Claire en 1979. Le dichlorobromométhane et le bromoforme ont été décelés à des concentrations variant de 1 à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans 24 échantillons prélevés dans la rivière Sainte-Claire en 1979 (Munro et coll. 1985). Les concentrations de chloroforme dans les eaux brutes aux prises d'eau d'usines d'épuration et dans les eaux du cours supérieur de la rivière Niagara en 1979 et en 1980 sont présentées au tableau 6-87. On n'a pas décelé de bromoforme dans les 72 échantillons prélevés au cours de la même étude. Le chlorodibromométhane et le dichlorobromométhane ont tous deux été décelés dans 12 des 72 échantillons, à des concentrations variant de non décelable à 0,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ et de non décelable à 3 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

6.3.4.7.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Certaines des propriétés physiques et chimiques des trihalométhanes sont présentées au tableau 6-88. Le chloroforme est le trihalométhane le plus fréquemment rencontré; c'est pourquoi la plupart des données sur le devenir environnemental des trihalométhanes concernent ce composé. La volatilisation (puis l'oxydation) est le principal processus d'élimination du chloroforme de l'eau. Même s'ils sont moins vo-

Tableau 6-87. Concentrations de chloroforme dans les eaux de surface aux prises d'eau d'usines d'épuration et dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980

Endroit	Année	Nombre total d'échantillons	Nombre d'échantillons renfermant des quantités décelables	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)
Niagara-on-the-Lake	1979	9	5	ND[1]-0,5
	1980	14	14	<0,001-2,4
Niagara Falls	1979	9	3	ND-0,4
	1980	13	11	ND-0,6
Fort Erié	1979	9	5	ND-0,8
	1980	14	8	ND-1,5
St. Catharines	1980	8	8	<0,001-4,5

[1] ND = non décelable.

Source: Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981.

latils, les autres trihalométhanes peuvent également être volatilisés (U.S. EPA 1979).

La sorption par les surfaces organiques ou inorganiques semble être un processus relativement mineur dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979).

Le chloroforme peut être facilement volatilisé de l'eau (Jensen et Rosenberg 1975). La demi-vie correspondant à la volatilisation d'une solution aqueuse contenant 1 $mg \cdot L^{-1}$ de chloroforme dans une atmosphère calme à une profondeur moyenne d'eau de 6,5 cm est de 34,5 min à 1-2 °C et de 18,5-25,7 min à 20 °C (Dilling 1977). On ne dispose d'aucune donnée spécifique pour les autres trihalométhanes, mais la volatilisation n'est peut-être pas aussi importante, car ils ont des pressions de vapeur bien inférieures à celles du chloroforme (U.S. EPA 1979).

On ne prévoit pas qu'il y ait photolyse directe du chloroforme dans l'eau (Lillian et coll. 1975; U.S. EPA 1979). Cependant, le chloroforme peut être oxydé une fois dans l'atmosphère après volatilisation à partir de l'eau. On a fait état de demi-vies variant de 0,19 (Cox et coll. 1976) à 0,32 année (Yung et coll. 1975).

L'oxydation en phase aqueuse des trihalométhanes dans l'environnement aquatique n'est pas considérée comme un processus important (Dilling et coll. 1975). Les demi-vies d'élimination par hydrolyse sont suffisamment longues (de l'ordre de plusieurs années) (Radding et coll. 1977; Mabey et Mill 1978) pour écarter l'hydrolyse comme un processus important d'élimination dans l'environnement aquatique.

On possède très peu de données sur la biodégradation des trihalométhanes dans l'environnement aquatique. On a constaté que le chloroforme se dégradait très lentement au cours de la détermination en flacon de la DBO (demande biochimique en oxygène) (Pearson et McConnell 1975). Comme les trihalométhanes possèdent une faible affinité pour les matières lipophiles (Tute 1971), on peut prévoir une certaine bioaccumulation dans des conditions d'exposition continue. Des crapets arlequin (*Lepomis macrochirus*) exposés à du chloroforme pendant 14 j présentaient un facteur de bioconcentration de 6; cependant, la demi-vie dans les tissus était inférieure à 1 j, ce qui indique une dépuration rapide (U.S. EPA 1978).

6.3.4.7.5 Bibliographie

CORPUS Information Services. 1984. Chloroform (trichloromethane). CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Cox, R.A., R.G. Derwent, A.E.J. Eggleton et J.E. Lovelock. 1976. Photochemical oxidation of halocarbons in the troposphere. Atmos. Environ. 10: 305-308.

Dilling, W.L. 1977. Interphase transfer processes. II. Evaporation rates of chloromethanes, ethanes, ethylenes, propanes and propylenes from dilute aqueous solutions. Comparisons with theoretical predictions. Environ. Sci. Technol. 11: 405-409.

Dilling, W.L., N.B. Tefertiller et G.J. Kallos. 1975. Evaporation rates of methylene chloride, chloroform, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other chlorinated compounds in dilute aqueous solutions. Environ. Sci. Technol. 9: 833-838.

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality. Canada-Ontario Review Board, Ottawa.

Jensen, S. et R. Rosenberg. 1975. Degradability of some chlorinated aliphatic hydrocarbons in seawater and sterilized water. Water Res. 9: 659-661.

Lillian, D., H.B. Singh, A. Appleby, L. Lobban, R. Arnts, R. Gumpert, R. Hague, J. Toomey, J. Kazazis, M. Antell, D. Hansen et B. Scott. 1975. Atmospheric fates of halogenated compounds. Environ. Sci. Technol. 9: 1042-1048.

Mabey, W. et T. Mill. 1978. Critical review of hydrolysis of organic compounds in water under environmental conditions. J. Phys. Chem. Ref. Data 7: 383-415.

Munro, J.R., M.G. Foster, T. Pawson, A. Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey, 1979-1980. Ontario Ministry of the Environment/Environnement Canada, Toronto/Ottawa (Ontario). 194 pp.

Tableau 6-88. Propriétés physiques et chimiques des trihalométhanes

Composé	Poids moléculaire	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Pression de vapeur (kPa (°C))	Solubilité ($mg \cdot L^{-1}$ (°C))	Coefficient de partage octanol/eau (log P_{oe})
Trichlorométhane	119,38	−64	62	21 (20)	8000 (20)	1,97
Bromodichlorométhane	163,83	−57,1	90	6,7 (20)	—	1,88
Dibromochlorométhane	208,29	< −20	119-120	2,0 (10,5)	—	2,09
Tribromométhane	252,77	6-7	149	0,7 (25)	3190 (30)	2,30
Dichloroiodométhane	210,83	—	132	—	—	—

Sources: U.S. EPA 1979; Verschueren 1983.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
NAS. 1978. Nonfluorinated Halomethanes in the Environment. National Academy of Sciences. U.S. National Research Council, Washington, D.C. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)
Pearson, C.R. et G. McConnell. 1975. Chlorinated C_1 and C_2 hydrocarbons in the marine environment. Proc. R. Soc. London B 189: 305-322.
Radding, S.B., D.H. Liu, H.L. Johnson et T. Mill. 1977. Review of the Environmental Fate of Selected Chemicals. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/5-77-003.
Santé et Bien-être social Canada. 1977. Enquête nationale sur les halométhanes dans l'eau potable. Direction de l'hygiène du milieu, Ottawa. Rapport nº 77-EHD-9.
Santé et Bien-être social Canada. 1982. Les trihalométhanes. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 571-598.
Smillie, R.A., A.A. Nicholson, O. Meresz, W.K. Duholke et G.A.V. Rees. 1977. Organics in Ontario Drinking Waters. Part II. A Survey of Selected Water Treatment Plants. Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. OTC. 7703. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Thomas, R.F., M.A. Feige et H.J. Brass. 1979. Monitoring of Trihalomethanes and Other Purgeable Compounds in a Water Supply Vulnerable to Industrial Contamination. 178th Am. Chem. Soc. National Meeting, Division of Environmental Chemistry, American Chemical Society, Sept., Washington, D.C. Pap. No. 19. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)
Tute, M.S. 1971. Principles and practice of Hansch analysis: a guide to structure-activity correlation for the medicinal chemist. Adv. Drug Res. 6: 1-77.
U.S. EPA. 1978. In-depth Studies on Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. Office of Water Supply, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. Contract No. 68-01-4646.
U.S. EPA. 1979. Trichloromethane. Tribromomethane. Bromo-dichloromethane. Dibromodichloromethane. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 40-1 à 40-12, 61-1 à 61-6, 59-1 à 59-6, et 60-1 à 60-6.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Chloroform. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-033.
Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.
Yung, Y.L., M.B. McElroy et S.C. Wofsy. 1975. Atmospheric halocarbons: a discussion with emphasis on chloroform. Geophys. Res. Lett. 2: 397-399.

6.3.5 Composés aromatiques monocycliques

6.3.5.1 Benzène

6.3.5.1.1 Utilisations et production

Le benzène est utilisé comme intermédiaire dans la fabrication de produits chimiques et pharmaceutiques, y compris la préparation du styrène, du cyclohexane, de détergents et de pesticides. On l'emploie comme diluant pour les peintures-laque et les peintures, comme agent de dégraissage et de nettoyage, comme solvant dans l'industrie du caoutchouc et comme additif dans les carburants. Le benzène entre également dans les préparations de colorants, d'explosifs, d'arômes artificiels, de parfums et de produits photographiques (U.S. EPA 1980; Verschueren 1983).

Le benzène est produit au cours du raffinage du pétrole, de la récupération des solvants, de la distillation du goudron de houille et du traitement et de la cokéfaction du charbon (Verschueren 1983). Le benzène produit au Canada provient essentiellement du reformage du pétrole et de l'hydrodésalkylation de produits aromatiques substitués (Environnement Canada 1984a). Au Canada, l'Ontario et le Québec produisent actuellement du benzène et l'Alberta en produit depuis 1984. En 1985, $556{,}5 \times 10^3$ t de benzène ont été fabriquées au Canada et les importations se sont chiffrées à 43 200 t. En 1984, la demande intérieure totale était de $434{,}5 \times 10^3$ t et les exportations atteignaient $165{,}5 \times 10^3$ t (CORPUS Information Services 1985).

6.3.5.1.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le benzène rejeté dans l'environnement aquatique peut provenir de sources ponctuelles et de sources diffuses, comme les déversements accidentels et le rejet pendant la fabrication, l'utilisation, l'évaporation et la combustion de combustibles. D'après des chiffres de 1976, quelque $(43{,}1\text{-}46{,}3) \times 10^3$ t·a^{-1} de benzène seraient rejetées, estime-t-on, dans l'atmosphère au Canada; environ 85 % de ce total proviendrait des véhicules automobiles (Santé et Bien-être social Canada 1981).

Selon une étude effectuée durant l'été 1977 à Sarnia (Ontario), on a trouvé des concentrations de benzène atmosphérique allant de moins de 1 à 28 μg·m^{-3} (Santé et Bien-être social Canada 1981). Une étude sur les centrales d'épuration des eaux d'égout de Sarnia qui déversent leurs effluents dans la rivière Sainte-Claire n'a révélé aucune concentration décelable de benzène dans les effluents de 17 des 23 centrales et une concentration de l'ordre du microgramme par litre dans les effluents des autres centrales (Duholke et Meresz 1977). On a identifié du benzène dans 41 des 58 échantillons (71 %) prélevés à huit sources industrielles ponctuelles et dans une centrale d'épuration des eaux d'égout située à Cornwall (Ontario). Seuls trois échantillons d'effluents industriels présentaient une concentration de benzène supérieure à des traces (<1 μg·L^{-1} à 5 μg·L^{-1}), soit 64,8, 68,6 et 71,5 μg·L^{-1}; tous ces échantillons provenaient d'une seule source industrielle ponctuelle (Environnement Canada 1984b). Au cours d'une étude portant sur la diversité des produits organiques et inorganiques observés dans les effluents de cinq usines de produits organiques au Canada, on a signalé la présence de benzène dans les effluents d'une seule usine, à une concentration de 0,96 μg·L^{-1} (limite de détection = 0,2 μg·L^{-1}) (Sigma Resource Consultants Ltd. 1985). Les données les plus récentes sur les rejets atmosphériques de benzène au Canada ont été signalées en 1976. La totalité des émissions dans l'atmosphère provenant de sources canadiennes a été estimée entre 43 355 et 46 856 t. Les sources mobiles en rejetaient entre 36 793 et 38 846 t, selon la teneur en benzène des différents mélanges d'essence, ce qui représente

plus de 80 % de la totalité des rejets estimés. Les procédés chimiques utilisant du benzène et des dérivés du benzène en rejetaient 3103 t, et les revêtements de surface, 1790 t (Sheffield 1979).

6.3.5.1.3 Concentrations dans l'environnement

Le benzène s'évapore rapidement des eaux de surface en raison de sa volatilité; c'est pourquoi les concentrations de benzène dans l'eau sont généralement faibles (U.S. EPA 1979; Environnement Canada 1984a). On a décelé du benzène dans l'eau et les sédiments ainsi que dans de l'eau potable traitée, à des concentrations variant du nanogramme par litre au microgramme par litre (U.S. EPA 1979; Santé et Bien-être social Canada 1981). Une étude effectuée en Ontario sur 14 sources d'approvisionnement en eau potable a révélé des concentrations de benzène de l'ordre du nanogramme par litre à cinq endroits (Smillie et coll. 1977). Une étude effectuée à l'échelle nationale dans 113 villes des Etats-Unis a révélé une concentration moyenne de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ de benzène dans l'eau potable à sept endroits (U.S. EPA 1977). On a signalé que l'eau potable de la ville de Cornwall (Ontario) contenait des traces de benzène (<1-5 $\mu g \cdot L^{-1}$) en 1980 (Environnement Canada 1984b). L'eau prélevée à des fins industrielles dans le fleuve St-Laurent contenait des traces de benzène (<1-5 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans l'un des deux échantillons prélevés au cours d'une étude effectuée en 1980 (Environnement Canada 1984b). Le tableau 6-89 présente les concentrations de benzène dans les eaux brutes prélevées au niveau des prises d'eau d'usines d'épuration dans le cours supérieur de la rivière Niagara en 1979 et en 1980. Les résultats des échantillonnages relatifs au benzène ne sont pas signalés dans la base de données NAQUADAT (1985).

6.3.5.1.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le benzène (formule C_6H_6, masse moléculaire 78,1) est un hydrocarbure liquide, volatil et incolore dont la solubilité dans l'eau est de 1750 $mg \cdot L^{-1}$ à 10 °C et la pression de vapeur de 12,7 kPa à 10 °C (Mackay et Leinonen 1975). Même si l'on en connaît très peu sur le devenir du benzène dans l'environnement, on estime que la volatilisation puis l'oxydation atmosphérique sont les principaux processus d'élimination. Il peut se produire une certaine biodégradation sur une période prolongée (U.S. EPA 1979).

On a constaté que la sorption par des loams limono-sableux et par de l'argile à montmorillonite était minime (Rogers et coll. 1980). La valeur calculée du coefficient de partage octanol/eau varie de 1,95 (Leo et coll. 1971) à 2,13 (Chiou et coll. 1977).

Comme le benzène absorbe la lumière à des longueurs d'onde inférieures à 290 nm, il n'y aura pas, prévoit-t-on, photolyse directe dans l'eau. De même, on ne prévoit pas que l'hydrolyse et l'oxydation jouent un rôle important dans les eaux de surface naturelles (U.S. EPA 1979).

On prévoit que la volatilisation sera importante, notamment dans les eaux peu profondes, turbulentes et bien brassées. On a prévu une demi-vie de 4,81 h à 25 °C et de 5,03 h à 10 °C pour la volatilisation du benzène dans un mètre d'eau (Mackay et Leinonen 1975). On a calculé des demi-vies dans l'atmosphère de 2,4 à 24 h au cours d'études réalisées dans une enceinte (Darnall et coll. 1976).

Tableau 6-89. Concentrations de benzène dans les eaux brutes prélevées aux prises d'eau d'usines d'épuration situées dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980

Point d'échantillonnage	Année	Nombre d'échantillons	Nombre d'échantillons contenant du benzène	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)
Niagara-on-the-Lake	1979	9	4	ND[1]-0,263
	1980	14	8	ND-0,06
Niagara Falls	1979	9	5	ND-0,059
	1980	13	9	ND-1,2
Fort Erié	1979	9	5	ND-2,2
	1980	14	10	ND-0,3
St. Catharines	1980	8	6	ND-0,6

[1] ND = non décelable.

Source: Environnement Canada Ontario Ministry of the Environment 1981.

On a constaté que certaines espèces de bactéries pouvaient utiliser le benzène comme seule source de carbone (Zobell 1950; Claus et Walker 1964; Gibson 1976). Selon certains indices, le benzène peut être dégradé au cours du traitement biologique des eaux d'égout, à la condition qu'il y ait acclimatation appropriée (Thom et Agg 1975). Cependant, on pense aussi que le benzène résistera à la biodégradation en milieu aqueux dilué (Helfgott et coll. 1977).

6.3.5.1.5 Bibliographie

Chiou, C.T., V.H. Freed, D.W. Schmedding et R.L. Kohnert. 1977. Partition coefficients and bioaccumulation of selected organic chemicals. Environ. Sci. Technol. 11: 475-478.

Claus, D. et N. Walker. 1964. The decomposition of toluene by soil bacteria. J. Gen. Microbiol. 36: 107-122. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

CORPUS Information Services. 1985. Benzene. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Darnall, K.R., A.C. Lloyd, A.M. Winer et J.N. Pitts, Jr. 1976. Reactivity scale for atmospheric hydrocarbons based on reactions with hydroxyl radical. Environ. Sci. Technol. 10: 692-696. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Duholke, W.K. et O. Meresz. 1977. Organic Compounds of Industrial Origin in the St. Clair River. Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. Rep. No. OTC MS-7507. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1981)

Environnement Canada. 1984a. Le benzène. Collection Enviroguide. Direction des services techniques, Direction générale des programmes de protection de l'environnement, Service de la protection de l'environnement, Ottawa. 93 pp.

Environnement Canada. 1984b. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Canada-Ontario Review Board, Ottawa.

Gibson, D.T. 1976. Initial reaction in the bacterial degradation of aromatic hydrocarbons. Zentralbl. Bakteriol. Parasitenkd. Infektionskr. Hyg. Abt. 1 Orig. Reihe B 162: 157-168. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Helfgott, T.B., F.L. Hart et R.G. Bedard. 1977. An Index of Refractory Organics. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Oklahoma. EPA 600/2-77-174. 131 pp.
Leo, A., C. Hansch et D. Elkins. 1971. Partition coefficients and their uses. Chem. Rev. 71: 525-616.
Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9: 1178-1180.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Rogers, R.D., J.C. McFarlane et A.J. Cross. 1980. Adsorption and desorption of benzene in two soils and montmorillonite clay. Environ. Sci. Technol. 14: 457-460.
Santé et Bien-être social Canada. 1981. Benzène. Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa. Publication nº 81-DHM-40. 147 pp.
Sheffield, A. 1979. Inventaire national des sources et des émissions de benzène (1976). Service de la protection de l'environnement. Environnement Canada, Ottawa. Rapport nº SPE 3-AP-79-4F.
Sigma Resource Consultants Ltd. 1985. Study of the Characterization of Wastes and Discharges from Selected Organic Chemicals Plants. Draft report. Rapport préparé à contrat pour le compte du Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa.
Smillie, E.S., A.A. Nicholson, O. Meresz, W.K. Duholke, G.R.V. Rees, K. Roberts et C. Fung. 1977. Organics in Drinking Waters. Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. Rep. No. OTC-7703. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1981.)
Thom, N.S. et A.R. Agg. 1975. The breakdown of synthetic organic compounds in biological processes. Proc. R. Soc. London B 189: 347-357.
U.S. EPA. 1977. The National Organic Monitoring Survey. Phases I, II and III. Office of Water Supply, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
U.S. EPA. 1979. Benzene. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 71-1 à 71-9.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Benzene. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-018.
Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.
Zobell, C.E. 1950. Assimilation of hydrocarbons by microorganisms. *Dans* Advances in Enzymology and Related Subjects of Biochemistry. Vol. 10. F.F. Nord (ed.). Interscience Publ. Inc., New York. pp. 443-486. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

6.3.5.2 Chlorobenzènes

6.3.5.2.1 Utilisations et production

Les chlorobenzènes sont utilisés comme solvants industriels, pesticides, fluides diélectriques, désodorisants et intermédiaires chimiques. Le monochlorobenzène est utilisé principalement pour la synthèse des *ortho-* et *para*-nitrochlorobenzènes. On l'emploie également comme solvant et en très petites quantités dans la fabrication de certains pesticides. On ne fabrique aucun monochlorobenzène au Canada (Ontario Ministry of the Environment 1984).

Le 1,2-dichlorobenzène est principalement utilisé comme solvant dans certains procédés de fabrication de produits chimiques et comme intermédiaire dans la synthèse de colorants, d'herbicides et d'agents de dégraissage. Le 1,4-dichlorobenzène est surtout utilisé comme désodorisant de l'air et comme insecticide, ce qui représente 90 % de la production totale de cet isomère (Ware et West 1977). Au Canada, l'utilisation du 1,4-dichlorobenzène a été essentiellement stable pendant les 20 dernières années. En 1979, on a consommé 1500 t de 1,4-dichlorobenzène (Moore et Ramamoorthy 1985). On ne dispose d'aucune donnée sur l'utilisation du 1,3-dichlorobenzène (U.S. EPA 1980a). On ne fabrique aucun dichlorobenzène au Canada (Ontario Ministry of the Environment 1984). Le 1,2,4-trichlorobenzène est utilisé comme support pour colorants, comme intermédiaire dans la fabrication d'herbicides, comme caloporteur, comme fluide diélectrique dans les transformateurs, comme agent de dégraissage et comme lubrifiant (U.S. EPA 1980b). Les autres isomères du trichlorobenzène ne sont pas utilisés en quantités importantes. Le 1,2,4,5-tétrachlorobenzène est le seul isomère tétrachloré utilisé en quantités industrielles (U.S. EPA 1980b). On l'utilise dans la fabrication de l'acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique (2,4,5-T), qui est un défoliant, dans la synthèse du 2,4,5-trichlorophénol, et comme fongicide. On ne fabrique ni trichlorobenzène ni tétrachlorobenzène au Canada (Ontario Ministry of the Environment 1984).

Le pentachlorobenzène est employé en petites quantités comme intermédiaire captif dans la synthèse de produits chimiques brevetés (Ware et West 1977). Ce produit possède très peu d'utilisations commerciales en Amérique du Nord; en Europe, il sert en quantités limitées à la fabrication du pesticide pentachloronitrobenzène (Ontario Ministry of the Environment 1984). En 1972, l'hexachlorobenzène a été utilisé aux Etats-Unis comme fongicide sur les semences pour lutter contre la carie et le charbon du blé. Ce pays l'utilise également à l'échelle industrielle dans la préparation de colorants, comme agent de régulation de la porosité dans la fabrication d'électrodes, comme agent de préservation du bois et comme adjuvant dans les mélanges pyrotechniques (U.S. EPA 1975a). L'industrie chimique ne fabrique pas l'hexachlorobenzène en tant que tel, mais peut en produire parfois comme sous-produit résiduaire au cours de la fabrication d'autres produits chimiques. L'hexachlorobenzène n'est pas enregistré actuellement au Canada mais il fait partie des produits répondant aux exigences de l'enregistrement par Agriculture Canada (comme fongicide pour traiter les semences et les céréales et pour lutter de façon efficace contre la carie et la carie naine du blé), car il n'existe aucun produit de rechange enregistré (Ontario Ministry of the Environment 1984).

Les importations de chlorobenzènes au Canada en 1981, 1982 et 1983 se sont chiffrées à 3840 t, 2657 t et 2301 t respectivement (Statistique Canada 1983, 1984). Le tableau 6-90 présente des données sur divers chlorobenzènes importés au Canada.

6.3.5.2.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les chlorobenzènes peuvent pénétrer dans l'environnement aquatique sous forme de solvants, pesticides, fluides diélectriques, désodorisants et contaminants ou intermédiaires chimiques. On les trouve principalement dans les effluents industriels solides et liquides et dans les rejets at-

Tableau 6-90. Importations de divers chlorobenzènes au Canada

Composé	Quantité (t)	
	1981	1982
Monochlorobenzène	17	13
p-dichlorobenzène (préparation de fumigants, 1,4-dichlorobenzène)	87	16
p-dichlorobenzène (technique)	3637	2457
o-dichlorobenzène (1,2-dichlorobenzène)	187	186
Trichlorobenzène	71	28
Hexachlorobenzène	7	68

Sources: Statistique Canada 1983, 1984.

mosphériques (Ontario Ministry of the Environment 1984). On a signalé que la chloration des eaux d'égout d'origine urbaine contenant de petites quantités de benzène et de dérivés du benzène pouvait produire de faibles concentrations de divers chlorobenzènes (Glaze et Henderson 1975; Mori et coll. 1978).

Les chlorobenzènes peuvent contaminer l'environnement aquatique par suite de leur utilisation; 34 278 kg de monochlorobenzène, 8182 kg de trichlorobenzène, et environ 1500 kg de tétra-, penta- et hexachlorobenzène proviennent annuellement de cette source aux Etats-Unis. Les déchets solides sont contaminés annuellement par 690 kg de monochlorobenzène et par 1628 kg d'hexachlorobenzène aux Etats-Unis. Dans ce pays, on estime à 362 kg et 909 kg respectivement les quantités de monochlorobenzène et de tétrachlorobenzènes rejetées annuellement dans l'atmosphère (Ware et West 1977).

L'hexachlorobenzène est un produit qui suscite de l'inquiétude, car on le retrouve un peu partout dans l'environnement et il contamine les produits alimentaires destinés à la consommation humaine (U.S. EPA 1980b). Le bassin du Saint-Laurent et des Grands lacs constitue une région critique quant à la contamination par l'hexachlorobenzène, en raison des nombreuses usines de chlore situées des deux côtés de la frontière. On ignore quelle quantité d'hexachlorobenzène pénètre dans les Grands lacs (Ontario Ministry of the Environment 1984). Les concentrations d'hexachlorobenzène dans des effluents prélevés un peu partout au Canada varient de 0,02 à 1,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans la région de l'Atlantique, de 0,005 à 14 $\mu g \cdot L^{-1}$ en Ontario, et de 0,05 à 0,11 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans la région du Pacifique (Environnement Canada 1979).

6.3.5.2.3 Concentrations dans l'environnement

On a décelé du monochlorobenzène au cours de contrôles de l'eau dans différentes villes des Etats-Unis. Voici les concentrations signalées: 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les eaux souterraines; 0,1-5,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les eaux brutes contaminées par différents rejets; 4,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau des hautes terres; 8,0-17,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les rejets industriels; et 27 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les eaux urbaines (U.S. EPA 1980b).

Les concentrations de chlorobenzènes dans les eaux de surface canadiennes sont présentées au tableau 6-91. On attribue au lessivage des dépotoirs de produits chimiques toxique le long de la rivière Niagara les di-, tri- et hexachlorobenzènes que l'on retrouve dans la rivière (Oliver et Nicol 1984).

Au cours du National Organics Reconnaissance Survey (NORS) réalisé par l'U.S. EPA en 1975, on a trouvé de 6 à 10 $ng \cdot L^{-1}$ d'hexachlorobenzène dans 3 des 10 sources d'approvisionnement en eau potable échantillonnées (U.S. EPA 1975b).

6.3.5.2.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

La chloration du benzène donne 12 isomères chlorés différents: le chlorobenzène (monochlorobenzène), trois dichlorobenzènes, trois trichlorobenzènes, trois tétrachlorobenzènes, le pentachlorobenzène et l'hexachlorobenzène (tableau 6-92). La dynamique environnementale de chaque isomère du chlorobenzène en milieu aquatique dépend en partie de ses propriétés physiques et chimiques. En raison des divers degrés de chloration, les chlorobenzènes se déplacent à différentes vitesses dans l'environnement aquati-

Tableau 6-91. Concentrations de chlorobenzène dans les eaux de surface au Canada

Région	Composé	Concentration ($ng \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Ouest	Hexachlorobenzène	<1[1]	1352	1980-1985
Centre	Hexachlorobenzène	0,4[1]-4	296	1980-1985
Atlantique	1,3-dichlorobenzène	<20[2]-20	92	1980-1985
	1,4-dichlorobenzène	<20[2]-30	89	1980-1985
	1,2-dichlorobenzène	<20[2]	90	1980-1985
	1,3,5-trichlorobenzène	<4[3]	88	1980-1985
	1,2,4-trichlorobenzène	<4[3]	90	1980-1985
	1,2,3-trichlorobenzène	<4[3]	90	1980-1985
	1,2,3,5-tétrachlorobenzène	<2[4]	88	1980-1985
	1,2,4,5-tétrachlorobenzène	<2[4]	90	1980-1985
	1,2,3,4-tétrachlorobenzène	<2[4]	90	1980-1985
	Pentachlorobenzène	<2[4]	90	1980-1985
	Hexachlorobenzène	<2[1]	90	1980-1985

[1] Limite de détection = 1 $ng \cdot L^{-1}$.
[2] Limite de détection = 20 $ng \cdot L^{-1}$.
[3] Limite de détection = 4 $ng \cdot L^{-1}$.
[4] Limite de détection = 2 $ng \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

Tableau 6-92. Propriétés physiques, chimiques et biologiques des chlorobenzènes

Composé	Masse moléculaire	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Pression de vapeur[1] (kPa) à 20-25 °C	Solubilité dans l'eau[1] (mg·L^{-1}) à 25 °C	Constante de la loi de Henry (kPa·m^3·mol^{-1})	Coefficient de partage octanol/eau[2] (log P_{oe})	Facteur de bioconcentration log FBC (concentration dans l'eau en ng·L^{-1})[3]
Chlorobenzène	112,56	−45,6	132	1,581	491	0,363	2,84[4]	2,81[5]
1,2-dichlorobenzène	147,01	−17,0	180,5	0,196	134	0,195	3,40	2,43 ± 1,32 (47 ± 17)
1,3-dichlorobenzène	147,01	−24,7	173	0,307	122	0,366	3,44	2,62 ± 1,63 (28 ± 5)
1,4-dichlorobenzène	147,01	53,1	174	0,090	83,2	0,160	3,37	2,57 ± 1,86 (28 ± 5)
1,2,3-trichlorobenzène	181,45	53	218	0,053	24,0	0,234	4,11	3,08 ± 2,40 (4,3 ± 2)
1,2,4-trichlorobenzène	181,45	16,95	213,5	0,061	29,8	0,379	4,02	3,11 ± 2,51 (3,2 ± 2)
1,3,5-trichlorobenzène	181,45	63	208	0,077	15,8	0,161	4,15	3,26 ± 2,38 (2,3 ± 0,4)
1,2,3,4-tétrachlorobenzène	215,9	47,5	254	0,007	4,31	0,261	4,46	3,72 ± 2,70 (1,4 ± 0,3)
1,2,3,5-tétrachlorobenzène	215,9	54,5	246	$1,4 \times 10^{-3}$	3,5	0,593	—	—
1,2,4,5-tétrachlorobenzène	215,9	140	243	$5,4 \times 10^{-4}$	0,595	0,261	4,52	3,72 ± 2,81 (1,0 ± 0,5)
Pentachlorobenzène	250,3	86	277	$5,5 \times 10^{-3}$	0,560	0,977	4,94	4,11 ± 3,11 (0,34 ± 0,1)
Hexachlorobenzène	284,8	230	322	$3,4 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-3}$ (20 °C)	5,50	4,08[6] (0,32 ± 0,3)

[1] Moyenne des valeurs signalées dans Mackay et Shiu (1981).
[2] Valeurs mesurées compilées dans Oliver et Niimi (1983) et jugées comme les "meilleures" disponibles.
[3] Facteurs de bioconcentration tirés de Oliver et Niimi (1983); système en conditions dynamiques, chlorobenzène dans le méthanol; concentrations d'exposition indiquées; analyse des tissus de l'organisme entier pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) maintenue à 15 °C.
[4] Valeurs mesurées tirées de Leo et coll. (1971).
[5] Facteurs de bioconcentration pour la gambusie (*Gambusia affinis*), en conditions statiques, pendant 48 h (Lu et Metcalf 1975).
[6] Non à l'équilibre après 119 j (Oliver et Niimi 1983).

que (U.S. EPA 1979; Ontario Ministry of the Environment 1984).

Bon nombre des propriétés des chlorobenzènes peuvent être reliées au degré de chloration et à la masse moléculaire (tableau 6-92). Le point de fusion et le point d'ébullition ont tendance à augmenter avec la masse moléculaire et avec le degré de chloration. La pression de vapeur diminue au fur et à mesure que la masse moléculaire augmente, de sorte que plus le degré de chloration est élevé, plus la volatilité est faible. Par ailleurs, la solubilité dans l'eau diminue au fur et à mesure que la masse moléculaire augmente. Les coefficients de partage air/eau (constante de la loi de Henry), qui sont tirés des données sur la volatilité et la solubilité, diminuent également au fur et à mesure que la masse moléculaire augmente. Les chlorobenzènes sont essentiellement de nature lipophile; leurs coefficients de partage octanol/eau sont donc relativement élevés. La proportion répartie dans les lipides s'accroît avec la masse moléculaire et le degré de chloration (U.S. EPA 1979; Ontario Ministry of the Environment 1984).

On retrouve les chlorobenzènes un peu partout dans l'environnement aquatique; on en a décelé dans l'eau, les sédiments et le biote aquatique (Oliver et Niimi 1983; Ontario Ministry of the Environment 1984). Comme ils résistent assez bien à la dégradation abiotique et biotique, ces composés tendent à persister dans l'environnement. La sorption, la volatilisation et la bioaccumulation sont, estime-t-on, les principaux processus d'élimination de ces composés (U.S. EPA 1979).

Les halogénures d'aryle, qui comprennent les chlorobenzènes, sont caractérisés par leur faible réactivité vis-à-vis des composés nucléophiles (Morrison et Boyd 1971). On ne prévoit donc pas qu'il y aura hydrolyse des chlorobenzènes en milieu aquatique (U.S. EPA 1979).

La sorption peut constituer un important processus d'élimination pour plusieurs chlorobenzènes en milieu aquatique. Les chlorobenzènes sont généralement hydrophobes et possèdent un coefficient de partage octanol/eau élevé (tableau 6-92). D'après les données dont on dispose, les chlorobenzènes, notamment ceux de masse moléculaire élevée, peuvent se concentrer sur la matière particulaire jusqu'à des concentrations de plusieurs ordres de grandeur supérieures à celles mesurées dans l'eau. Par exemple, on a constaté que le 1,2,4-trichlorobenzène était rapidement adsorbé sur des microorganismes acclimatés dans les usines d'épuration des eaux d'égout (Simmons et coll. 1976). On a trouvé de l'hexachlorobenzène dans des sédiments à proximité d'une zone d'activité industrielle, à des concentrations atteignant parfois plusieurs ordres de grandeur par rapport à celles mesurées dans l'eau (Laseter et coll. 1976; Laska et coll. 1976). On a étudié onze isomères des chlorobenzènes dans les eaux d'égout brutes et dans les effluents traités provenant de quatre usines d'épuration utilisant un traitement par boues activées, situées en Ontario. Le taux d'élimination de ces composés a été estimé à 75-95 %, la volatilisation et l'adsorption sur les boues étant les mécanismes probables d'élimination (Oliver et Nicol 1982). Des études effectuées dans les lacs Supérieur, Huron, Erié et Ontario ont révélé que les chlorobenzènes étaient concentrés dans les sédiments. Les profils des concentrations dans les sédiments lacustres témoignent de la persistance des composés (Oliver et Nicol 1982). On a montré que l'hexachlorobenzène (Beck et Hansen 1974; Beall 1976; Isensee 1976) et le pentachlorobenzène (Beck et Hansen 1974) persistaient dans différents sols.

On ne dispose d'aucune donnée sur la photolyse des chlorobenzènes dans l'eau. Ces composés, qui sont relativement volatils, seraient libérés dans l'atmosphère où il pourrait y avoir photolyse. Le monochlorobenzène est photolysé lentement lorsqu'il est irradié dans une atmosphère simulée. Cependant, en présence d'oxyde nitrique, les vitesses de réaction augmentent et la demi-vie est alors d'environ 9 h (Dilling et coll. 1976). Certains chlorobenzènes réagissent avec des radicaux hydroxyl dans l'air, les demi-vies étant d'environ 3 j pour les

dichlorobenzènes (Brown et coll. 1975), de 1-7 j pour le 1,2,4-trichlorobenzène (Simmons et coll. 1976) et de 2 j pour l'hexachlorobenzène (Brown et coll. 1975). On a étudié la photo-oxydation de l'hexachlorobenzène dans des solvants non aqueux, mais les méthodes expérimentales utilisées n'ont pas permis d'estimer les vitesses de photolyse en milieu aqueux (U.S. EPA 1979).

La volatilisation constitue le principal mécanisme d'élimination des chlorobenzènes de l'eau. On a utilisé des études en laboratoire et sur le terrain ainsi que des calculs théoriques pour montrer que plusieurs chlorobenzènes pouvaient être volatilisés de façon efficace à partir du milieu aqueux. Le monochlorobenzène, le 1,2-dichlorobenzène, le 1,4-dichlorobenzène et le 1,2,4-trichlorobenzène, en concentrations de 300, 100, 300 et 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement, se sont volatilisés presque totalement en moins de 4 h dans de l'eau distillée aérée. Dans de l'eau distillée non aérée, la volatilisation était plus lente et l'élimination des composés étudiés était essentiellement complète en moins de 3 j. En général, la demi-vie de ces composés dans de l'eau distillée aérée était inférieure à 0,5 h, tandis qu'en eau calme, elle était généralement inférieure à 9 h (U.S. EPA 1979). Une étude d'un an effectuée sur le 1,4-dichlorobenzène dans le lac Zurich (Suisse) a permis de constater que la volatilisation était le principal mécanisme d'élimination (Schwarzenbach et coll. 1979). L'hexachlorobenzène se volatilisait d'un étang expérimental avec une demi-vie d'environ 1-3 j. Cependant, comme la concentration utilisée (50 $\mu g \cdot L^{-1}$) était supérieure à la limite de solubilité, il y avait probablement aussi sorption et sédimentation. D'après la valeur calculée des coefficients de partage air-eau, plusieurs chlorobenzènes se volatilisent rapidement (Mackay et Shiu 1981). De telles valeurs ont permis de prévoir des demi-vies de l'ordre de 0,5 j ou moins pour la volatilisation de certains chlorobenzènes dans 1 m d'eau (U.S. EPA 1979). Cependant, l'importance écologique de ces vitesses de volatilisation calculées doit être interprétée avec prudence, car les hypothèses considéraient une seule profondeur de l'eau, supposaient qu'il y avait absence de turbulence ou de brassage et ne tenaient pas compte de processus comme la sorption, susceptibles d'entrer en compétition (U.S. EPA 1979).

Les chlorobenzènes s'accumulent, prévoit-on, dans les organismes aquatiques. Un certain nombre de chercheurs (U.S. EPA 1979; Ontario Ministry of the Environment 1984) ont étudié la bioaccumulation de divers composés et ont constaté que les facteurs de biconcentration et de bioaccumulation variaient considérablement pour un même composé. De telles variations peuvent être imputées à l'utilisation de différentes espèces, de différentes concentrations et durées d'exposition, et de différents protocoles expérimentaux. Ainsi, il est difficile d'interpréter les résultats dans un cadre écologique. Par exemple, comme de nombreuses expériences n'ont pas été effectuées en conditions d'équilibre, il est impossible de calculer une valeur fiable pour la bioconcentration ou la bioaccumulation en conditions d'équilibre. Il existe une exception notable: on a déterminé les facteurs de bioconcentration à l'équilibre de 10 chlorobenzènes en conditions dynamiques, en utilisant des concentrations d'isomères correspondant à peu près à celles mesurées dans l'environnement (tableau 6-90) (Oliver et Niimi 1983). Les facteurs de bioconcentration augmentaient progressivement avec la masse moléculaire et la teneur en chlore; ils étaient de l'ordre de 10^2-10^4 selon le composé étudié (Oliver et Niimi 1983).

On a décelé la présence de chlorobenzènes chez certains carnivores des réseaux alimentaires aquatiques, mais nos données sur la bioamplification sont limitées. Les sources alimentaires étaient responsables d'environ 6 et 17 % respectivement de la charge corporelle totale chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) après une exposition au 1,2,4-trichlorobenzène (Macek et coll. 1977) et à l'hexachlorobenzène (Laseter et coll. 1976). Par contre, des études effectuées en laboratoire ont révélé que la quantité d'hexachlorobenzène absorbée par la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) était directement reliée à la concentration de ce composé dans la nourriture et à la durée de l'alimentation. Il y avait une étroite corrélation entre les concentrations prévues et celles mesurées au cours d'études *in situ* chez la truite arc-en-ciel. Devant ces observations, les auteurs ont supposé que, dans les eaux naturelles où les concentrations d'hexachlorobenzène sont faibles, la quantité absorbée avec les aliments pouvait être nettement supérieure à la quantité absorbée avec l'eau (Niimi et Cho 1980).

Les chlorobenzènes peuvent être biodégradés; cependant, toute biodégradation sera lente, prévoit-on, les isomères plus chlorés présentant une plus grande résistance (Ware et West 1977). Plusieurs études ont révélé qu'à l'exception de l'espèce monochlorée, les chlorobenzènes résistent généralement à la dégradation microbienne au cours du traitement des eaux d'égout et des eaux usées industrielles (Gibson et coll. 1968; Thom et Agg 1975; Simmons et coll. 1976; Ware et West 1977). L'étude de la dégradation métabolique de plusieurs chlorobenzènes chez la grenouille (*Rana pipiens*) a révélé qu'environ 1 % au maximum de la dose initiale était convertie en métabolites. Plusieurs produits métaboliques, comme les chlorophénols et les catéchols, ont été identifiés dans des modèles d'écosystèmes contenant du monochlorobenzène et de l'hexachlorobenzène (Lu et Metcalf 1975).

6.3.5.2.5 Bibliographie

Beall, M. 1976. Persistence of aerially applied HCB on grass and soil. J. Environ. Qual. 5: 367-369.

Beck, J. et K. Hansen. 1974. The degradation of quintozene, pentachlorobenzene, hexachlorobenzene and pentachloroaniline in soil. Pestic. Sci. 5: 41-48. (Mentionnée dans Isensee et coll. 1976.)

Brown, S., F. Chan, J. Jones, D. Liu, K. McCaleb, T. Mill, K. Supios et D. Schendel. 1975. Research Program on Hazard Priority Ranking of Manufactured Chemicals. Phase II. Final Report. Stanford Research Institute, Menlo Park, California. (Mentionnée dans Ontario Ministry of the Environment 1984.)

Dilling, W.L., C.J. Bredweg et N.B. Tefertiller. 1976. Simulated atmospheric decomposition rates of methylene chloride, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene and other compounds. Environ. Sci. Technol. 10: 351-356.

Environnement Canada. 1979. Hexachlorobenzene (HCB) in Canada. Trois rapports présentés au Comité sur les contaminants de l'environnement des ministères de l'Environnement/Santé nationale et Bien-être social, Service de la protection de l'environnement, Ottawa. 59 pp.

Gibson, D., J. Koch, C. Schuld et R. Kallio. 1968. Oxidative degradation of aromatic hydrocarbons by microorganisms. II. Metabolism

of halogenated aromatic hydrocarbons. Biochemistry 11: 3795-3802.
Glaze, W.H. et J.E. Henderson. 1975. Formation of organochlorine compounds from chlorination of municipal secondary effluent. J. Water Pollut. Control Fed. 47: 2511-2515.
Isensee, A.R., E.R. Holden, E.A. Woolson et G.E. Jones. 1976. Soil persistence and aquatic bioaccumulation potential of hexachlorobenzene. J. Agric. Food Chem. 24: 1210-1214.
Laseter, J.L., C.K. Bartell, A.L. Laska, D.G. Holmquist, D.B. Condie, J.W. Brown et R.L. Evans. 1976. An Ecological Study of Hexachlorobenzene. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 560/6-76-009. 560 pp.
Laska, A.L., C.K. Bartell et J.L. Laseter. 1976. Distribution of hexachlorobenzene and hexachlorobutadiene in water, soil and selected aquatic organisms along the lower Mississippi River, Louisiana. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 15: 535-542.
Leo, A., C. Hansch, et D. Elkins. 1971. Partition coefficients and their uses. Chem. Rev. 71: 525-616.
Lu, P.-Y. et R.L. Metcalf. 1975. Environmental fate and biodegradability of benzene derivatives as studied in a model aquatic ecosystem. Environ. Health Perspect. 10: 269-284.
Macek, K.J., S.R. Petrocelli et B.H. Sleight. 1977. Considerations in Assessing the Potential for, and Significance of Biomagnification of Chemical Residues in Aquatic Food Chains. *Dans* Proc. 2nd Annual Symp. on Aquatic Toxicology. ASTM STP 667. L.L. Marking and R.A Kimerle (eds.). American Society for Testing and Materials, Cleveland, Ohio.
Mackay, D. et W.Y. Shiu. 1981. A critical review of Henry's Law Constants for chemicals of environmental interest. J. Phys. Chem. Ref. Data 10: 1175-1199.
Moore, J.W. et S. Ramamoorthy. 1985. Organic Chemicals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assessment. Springer-Verlag Inc., New York. p. 46.
Mori, B.T., K.J. Hall et J.N. Blazevich. 1978. Effects of chlorination on some volatile organics in primary municipal sewage effluent. J. Environ. Sci. Health A13: 445-467.
Morrison, R. et R. Boyd. 1971. Organic Chemistry. 2nd edition. Alyn and Bacon, Inc., Boston, Massachusetts. 1204 pp.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Niimi, A.J. et C.Y. Cho. 1980. Uptake of hexachlorobenzene from feed by rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 834-839.
Oliver, B.G. et K.D. Nicol. 1982. Chlorobenzenes in sediments, water and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie and Ontario. Environ. Sci. Technol. 16: 532-536.
Oliver, B.G. et K.D. Nicol. 1984. Chlorinated contaminants in the Niagara River, 1981-1983. Sci. Total Environ. 39: 57-70.
Oliver, B.G. et A.J. Niimi. 1983. Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout: correlations with partition coefficients and environmental residues. Environ. Sci. Technol. 17: 287-291.
Ontario Ministry of the Environment. 1984. Chlorinated Benzenes in the Aquatic Environment. Scientific Criteria Document for Standard Development. No. 3-84. Water Resources Branch, Toronto, Ontario.
Schwarzenbach, R.P., E. Molnar-Rubica, W. Giger et S.G. Wakeham. 1979. Distribution, residence time and fluxes of tetrachloroethylene and 1,4-dichlorobenzene in Lake Zurich, Switzerland. Environ. Sci. Technol. 13: 1367-1373.
Simmons, P., D. Branson et R. Bailey. 1976. 1,2,4-Trichlorobenzene: biodegradable or not? Can. Assoc. Text. Colour. Chem. Int. Tech. Conf., Quebec, Canada. (Mentionnée dans Ontario Ministry of the Environment 1984.)
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.
Thom, N.S. et A.R. Agg. 1975. The breakdown of synthetic organic compounds in biological processes. Proc. R. Soc. London B 189: 346-357.
U.S. EPA. 1975a. Survey of Industrial Processing Data: Task I, Hexachlorobenzene and Hexachlorobutadiene Pollution from Chlorocarbon Processes. Mid. Res. Inst., Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
U.S. EPA. 1975b. Preliminary Assessment of Suspected Carcinogens in Drinking Water. U.S. Environmental Protection Agency. Rep. Congr. No. PB-250961.
U.S. EPA. 1979. Chlorobenzene. 1,2-Dichlorobenzene. 1,3-Dichlorobenzene. 1,4-Dichlorobenzene. 1,2,4-Trichlorobenzene. Hexachlorobenzene. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 72-1 à 72-19, 73-1 à 73-8, 74-1 à 74-8, 75-1 à 75-8, 76-1 à 76-10, et 77-1 à 77-13.
U.S. EPA. 1980a. Ambient Water Quality Criteria for Dichlorobenzenes. Office of Water Regulations and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-039.
U.S. EPA. 1980b. Ambient Water Quality Criteria for Chlorinated Benzenes. Office of Water Regulations and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-028.
Ware, S.A. et W.L. West. 1977. Investigation of Selected Potential Environmental Contaminants: Halogenated Benzenes. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 560/2-77-004. 283 pp.

6.3.5.3 Chlorophénols

6.3.5.3.1 Utilisations et production

Les chlorophénols sont utilisés comme désinfectants, biocides, agents de préservation, colorants, pesticides et produits chimiques organiques à usage industriel et médical (U.S. EPA 1980a; Jones 1981; CNRC 1982; Santé et Bien-être social Canada 1982). Le pentachlorophénol est utilisé pour la préservation du bois et comme bactéricide et fongicide dans la préparation des peintures, des cuirs et des tissus (Cserjesi et Johnson 1972; Larsen et coll. 1972).

Les *o*-chlorophénol et *p*-chlorophénol sont utilisés industriellement, mais le *m*-chlorophénol a une utilisation commerciale limitée (Jones 1981). Les monochlorophénols sont utilisés comme antiseptiques et comme produits intermédiaires dans la fabrication de chlorophénols et de chlorocrésols plus chlorés entrant dans la préparation de biocides. L'*o*-chlorophénol est également employé pour former des intermédiaires dans la fabrication de résines phénoliques; il a aussi servi à extraire des composés du soufre et de l'azote contenus dans le charbon (U.S. EPA 1980a).

Parmi les dix isomères du dichlorophénol, seul le 2,4-dichlorophénol est utilisé comme produit primaire au Canada (Ontario Ministry of the Environment 1984). On l'utilise comme intermédiaire dans la fabrication de certains herbicides phénoxy (Jones 1981). Le 2,4-dichlorophénol est aussi utilisé comme intermédiaire chimique dans la préparation de germicides, de stérilisants provisoires du sol, de régulateurs de croissance végétale, d'antimites, de désinfectants pour graines, d'acaricides et de produits de préservation pour le bois (U.S. EPA 1980b).

Parmi les six isomères du trichlorophénol, seuls le 2,4,5-trichlorophénol et le 2,4,6-trichlorophénol ont des utilisations commerciales. Aux Etats-Unis, le 2,4,5-trichlorophénol est utilisé pour fabriquer l'insecticide Ronnel qui est largement utilisé au Canada sur le bétail (Jones 1981). Les isomères du

trichlorophénol et les tétrachlorophénols sont utilisés, mélangés à d'autres composés (surtout du pentachlorophénol), pour la préservation du bois. Le 2,4,5-trichlorophénol sert également à la fabrication de l'hexachlorophène qui entre dans la préparation de désinfectants et de produits sanitaires utilisés à la maison, dans les hôpitaux et en médecine vétérinaire (Ontario Ministry of the Environment 1984).

Le 2,3,4,6-tétrachlorophénol est le seul des trois isomères tétrachlorés à avoir une utilisation commerciale (Jones 1981). On l'utilise avec le pentachlorophénol comme ingrédient actif dans les produits de préservation du bois. Les préparations commerciales de pentachlorophénol contiennent généralement 3-10 % de tétrachlorophénol et sont utilisées en agriculture pour empêcher la putréfaction du bois (Jones 1984).

Le pentachlorophénol est le chlorophénol le plus largement utilisé dans l'industrie. On le trouve sous forme phénolique ou sous forme de sel de sodium. Ce composé, souvent mélangé au tétrachlorophénol, est un ingrédient actif des préparations utilisées pour la préservation à long terme et la protection à court terme du bois (Jones 1984). En 1980, Agriculture Canada a suspendu de nombreuses utilisations domestiques et commerciales de produits de préservation du bois renfermant du pentachlorophénol, notamment leur application sur les contenants pour aliments, sur le bois utilisé pour la fabrication de boîtes pour semis et de pieux, sur le bois dans les serres et sur le bois au-dessus du niveau du sol, à l'intérieur des bâtiments de ferme (Jones 1984).

Les phénols plus chlorés, notamment les tri, tétra- et pentachlorophénols, contiennent des polychloro-dibenzo-*p*-dioxines et des polychlorodibenzofuranes comme impuretés (Jones 1981).

En juillet 1980, on a également annoncé qu'on suspendait l'utilisation de tous les chlorophénols contenus dans les produits de préservation du bois et dans les teintures pour bois, destinés à être utilisés à l'intérieur des habitations. On a aussi suspendu l'utilisation de chlorophénols et de leurs sels de sodium comme herbicides et comme stérilisants du sol, comme fongicides pour la culture des champignons, comme microbiocides pour le traitement des peaux et comme myxobactéricides dans la fabrication de la pâte à papier (Jones 1984).

Jusqu'en 1983, on fabriquait du 2,4-dichlorophénol, du 2,3,4,6-tétrachlorophénol et du pentachlorophénol en Alberta. En 1982, on a fabriqué au Canada 1800 t de pentachlorophénol. On ne dispose d'aucune donnée sur la production de 2,4-dichlorophénol et de 2,3,4,6-tétrachlorophénol (CORPUS Information Services 1983). En 1981, on a fait les estimations suivantes pour les chlorophénols au Canada: production totale, 4000 t; importations totales, >2633 t; exportations totales, 1449 t; et consommation totale, >5266 t (Jones 1984). Les données relatives aux importations de chlorophénols sont présentées au tableau 6-93.

Tableau 6-93. Importations de chlorophénols au Canada

Composé	Quantité (t)		
	1981	1982	1983
Chlorophénols (totaux)	735	574	862
o-chlorophénol	—	4	ND[1]
Trichlorophénol	1	—	ND
Pentachlorophénol	356	235	ND
p-chlorométaxylénol	17	14	ND
Hexachlorophène	7	8	ND
Pentachlorophénate de sodium[2]	15	—	—
Dérivés des chlorophénols (groupe non spécifié)	340	313	ND

[1] ND = non disponible.

[2] Utilisation suspendue en 1980 comme fongicide dans les champignonnières et sur les instruments destinés à la culture de champignons (Jones 1984).

Source: Statistique Canada 1983.

6.3.5.3.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les chlorophénols pénètrent dans l'environnement aquatique par les effluents industriels des usines de pâtes et papiers et des installations de traitement du bois et par lessivage des produits agricoles (Santé et Bien-être social Canada 1982). Les chlorophénols sont également formés par chloration des effluents des usines d'épuration des eaux d'égout et de l'eau potable contenant des phénols (U.S. EPA 1979). On a estimé à plus de 1365 t la totalité des rejets de chlorophénols dans l'environnement en 1981 (Jones 1984).

La dégradation microbienne des herbicides 2,4-D et 2,4,5-T et des pesticides Silvex, Ronnel, lindane, pentachloronitrobenzène et hexachlorure de benzène donne, comme métabolites intermédiaires, divers composés et isomères des chlorophénols (U.S. EPA 1980a; Ontario Ministry of the Environment 1984). Au cours d'une étude effectuée en 1979 dans le lac Wood (pH 8), en Colombie-Britannique, on a décelé du 2,4-dichlorophénol dans les sédiments lacustres à une profondeur de 0-2 cm. Ce chlorophénol résultait de la dégradation de l'ester butoxyéthanolique du 2,4-D qui avait été appliqué dans le lac pour lutter contre le myriophylle verticillé d'Eurasie. Les concentrations maximales ($\simeq 0{,}7\ \mu g \cdot g^{-1}$) de 2,4-dichlorophénol ont été mesurées entre le 11e et le 19e j après le traitement (Jones 1984). Au cours d'une autre étude pendant laquelle on avait ajouté une concentration initiale de 1,5 $mg \cdot L^{-1}$ de 2,4-D dans un étang extérieur, on a décelé la présence de 2,4-dichlorophénol dans des échantillons d'eau jusqu'au 125e j après le traitement (Scott et coll. 1982). On a également montré que le lindane se décomposait en pentachlorophénol et que les acides chlorophénoxyacétiques (y compris le 2,4-D) se dégradaient en 2,4,5-trichlorophénol (Santé et Bien-être social Canada 1982).

On a prélevé 10 échantillons d'eau à Thunder Bay près du point de déversement des effluents d'une usine de pâte à papier: 1 échantillon renfermait 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ de dichlorophénols, tandis que 2 échantillons renfermaient 3 et 23 $\mu g \cdot L^{-1}$ de trichlorophénols respectivement (Robinson et Smillie 1977). Les concentrations des chlorophénols diminuaient à mesure que l'on s'éloignait du point de déversement des effluents d'une usine de pâte à papier dans la baie Jackfish, dans le lac Supérieur (tableau 6-94).

Les concentrations de différents chlorophénols dans les effluents et les bassins de décantation industriels au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Ecosse sont présentées au tableau 6-95.

Tableau 6-94. Concentrations de trois chlorophénols à différentes distances du point de déversement des effluents d'une usine de pâte à papier dans la baie Jackfish (lac Supérieur)

Chlorophénol	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$) aux distances suivantes (km) du point de déversement		
	0,03	1,03	1,53
2,4,6-trichlorophénol	3,3	NM[1]	0,2
2,3,5,6-tétrachlorophénol	0,6	0,06	ND[2,3]
Pentachlorophénol	0,54	0,065	ND[3]

[1] NM = non mesurée.
[2] ND = non décelable.
[3] Limite de détection = 0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Source: Cherwinsky 1983.

Treize échantillons d'effluents d'eaux d'égout provenant de 7 usines d'épuration en Ontario renfermaient des concentrations de pentachlorophénol variant de 65 à 1300 $ng \cdot L^{-1}$ (Fox 1978).

Les concentrations de pentachlorophénol dans les eaux souterraines à une installation de traitement du bois située à Thunder Bay variaient de 2,05 à 3,35 $mg \cdot L^{-1}$ (Thompson et coll. 1978).

On ne dispose d'aucune donnée sur les concentrations de chlorophénols dans l'air au Canada (Jones 1984). Cependant, durant l'hiver 1977-1978, on a décelé du pentachlorophénol dans des échantillons de neige prélevés à huit sites en Ontario. Les concentrations variaient de moins de 0,001 à 0,003 $\mu g \cdot L^{-1}$ de neige fondue. Un bon nombre de ces sites, comme le parc provincial du lac Kettle, près de Timmins, et le parc provincial du lac Fushimi, près de Hearst, étaient relativement éloignés des sources de pentachlorophénol (Strachan 1979).

6.3.5.3.3 Concentrations dans l'environnement

Les chlorophénols, et le pentachlorophénol en particulier, sont omniprésents dans l'environnement aquatique au Canada (Jones 1984). Des échantillons d'eau de pluie prélevés à Burlington (Ontario) renfermaient jusqu'à 10 $ng \cdot L^{-1}$ de pentachlorophénol (Fox 1983). Les eaux de surface renfermaient 0,002-5,69 $\mu g \cdot L^{-1}$ de pentachlorophénol et 0,005-1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ de tétrachlorophénols (totaux) dans des échantillons prélevés en 1978 dans la baie de Quinte en bordure de laquelle se trouve une usine de préservation du bois. A mesure que l'on s'éloignait de la source, les concentrations tendaient à diminuer dans la même proportion que la concentration des différents chlorophénols dans la préparation commerciale utilisée dans cette usine. Dans la baie, les concentrations de tétrachlorophénols étaient généralement inférieures à 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ et celles de pentachlorophénol étaient de moins de 0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Fox et Joshi 1984).

Des échantillons d'eau prélevés en 1978 dans le lac Supérieur présentaient des teneurs moyenne en pentachlorophénol de 11 $\mu g \cdot L^{-1}$ à Thunder Bay et à Marathon, et de 29 $\mu g \cdot L^{-1}$ à Michipicoten (Strachan 1979). La région de l'Atlantique a été la seule à signaler des concentrations de pentachlorophénol dans la base de données NAQUADAT. Ces concentrations étaient de 0,008 $\mu g \cdot L^{-1}$ et de 0,38 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans deux échantillons prélevés avant 1980 (NAQUADAT 1985).

Tableau 6-95. Concentrations de chlorophénols dans les effluents et les bassins de décantation industriels au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Ecosse en 1980

Secteur industriel	s[1]	n[2]	Chlorophénols[3]							
			2,4-DCP		2,4,6-TCP		2,3,4,6-TTCP		PCP	
			N	CM	N	CM	N	CM	N	CM
Raffineries de pétrole	4	5	4	100,3	2	1,09	1	0,89	2	0,51
Usines de pâtes et papiers	5	8	4	5,59	2	147,8	2	37,2	7	5,92
Usines de textiles	1	1	1	1,72	0		0		0	
Installation de préservation du bois	1	1	0		0		1	0,11	1	0,28
Centrales thermiques alimentées au pétrole	5	8	4	16,12	1	0,48	1	0,16	4	0,87
Installations de lavage du charbon	3	3	3	3,53	0		0		2	0,79
Mines de charbon	2	2	1	1,40	0	0	0		1	1,03
Four à cokéfaction	1	1	1	3,44	1	3,28	0	1,0	1	1,70
Manufacture de tapis	1	1	1	5,30	1	4,65	1	1,25	1	2,88
Fonderie de plomb	1	1	0		0		0		0	
Usines de produits chimiques	2	3	1	3,67	2	6,04	2	0,66	2	1,73
Manufacture de pneus	1	1	1	90,98	1	4,32	1	0,54	1	1,13

Remarque: Le pourcentage de récupération et la LDM en $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les chloro-anisoles correspondants obtenus par formation de dérivés sont les suivants : 2,4-DCP, 70/0,10; 2,4,6-TCP, 79/0,08; 2,3,4,6-TTCP, 84/0,05; PCP, 90/0,07.

[1] s = nombre de sites.
[2] n = nombre d'échantillons.
[3] N = nombre d'échantillons dont la teneur en chlorophénol est plus de deux fois la limite de détection minimale (LDM); CM = concentration maximale ($\mu g \cdot L^{-1}$) de chlorophénol décelé.

Source: Macknight et LeBlanc 1981.

En 1977, on a dosé le pentachlorophénol dans 85 échantillons d'eau prélevés à l'embouchure de cours d'eau, dans des zones du littoral adjacentes à l'embouchure de cours d'eau et dans le secteur canadien des rivières qui relient les Grands lacs entre eux. On a mesuré des concentrations de pentachlorophénol variant de moins de 0,005 $\mu g \cdot L^{-1}$ à 1,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ (avec des valeurs maximales transitoires atteignant 23,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ après des périodes de précipitations intenses). Seuls huit sites ont donné des échantillons dans lesquels le pentachlorophénol n'était pas décelable. Les concentrations maximales ont été mesurées dans des bassins hydrographiques le long des rives du lac Erié et du lac Ontario (Fox 1978).

6.3.5.3.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le comportement des chlorophénols dans l'environnement peut être relié à leurs propriétés physiques et chimiques (voir le tableau 6-96). En général, les points d'ébullition et de fusion augmentent avec le degré de chloration. La volatilité et la solubilité dans l'eau diminuent à mesure que la masse moléculaire augmente. Comme les chlorophénols sont des acides faibles, leur solubilité augmente de façon notable au-dessus du pK_a, car l'ion phénolate est plus soluble que le phénol correspondant. La sorption sur les sédiments et la bioaccumulation sont également modifiées par le pH du milieu aqueux; à des valeurs supérieures au pK_a, l'affinité pour les substrats organiques diminue.

On a décelé des chlorophénols dans différentes composantes de l'environnement aquatique, et plusieurs processus intégrés comme la photolyse, la sorption, la biodégradation et la bioaccumulation jouent un rôle dans leur devenir environnemental.

La sorption joue, semble-t-il, un rôle important dans l'élimination de certains chlorophénols présents dans l'eau. En général, le coefficient de partage octanol/eau des différents composés augmente avec le degré de chloration, ce qui indique une plus grande affinité pour les matières organiques des sédiments. La sorption n'est pas importante, semble-t-il, pour les mono- et les dichlorophénols (U.S. EPA 1979), même si certaines études ont révélé des concentrations plus élevées

Tableau 6-96. Propriétés physiques et chimiques des chlorophénols

Composé	Masse moléculaire[1]	Point de fusion[1] (°C)	Point d'ébullition[1] (°C (kPa))	Pression de vapeur[2] (kPa (°C))	Solubilité dans l'eau ($mol \cdot L^{-1}$) à pH 5,1 et 25 °C	Constante de dissociation[4] (25 °C)	pK_a[3,5,6]	Coefficient de partage octanol/eau log P_{oe}
Monochlorophénols								
2-chlorophénol	128,56	9,0	174,9 (101,3)	0,13 (12,1)	2,1	$3,2 \times 10^{-9}$	8,48, 8,65	2,19[7]
3-chlorophénol	"	33	214 (101,3)	0,13 (44,2)	2,6	$1,4 \times 10^{-9}$	9,08, 9,12	2,50[7]
4-chlorophénol	"	43,2-43,7	219,75 (101,3)	0,13 (49,8)	2,1	$6,6 \times 10^{-10}$	9,42, 9,37	2,44[7]
Dichlorophénols								
2,3-dichlorophénol	163,00	57-59	206[4] (101,3)			$3,6 \times 10^{-7}$	7,70	
2,4-dichlorophénol	"	45	210 (101,3)	0,13 (53,0)	$3,8 \times 10^{-2}$	$2,1 \times 10^{-8}$	7,85	2,75
2,5-dichlorophénol	"	59	211 (99)		légèrement soluble[1]	$4,5 \times 10^{-7}$	7,51	
2,6-dichlorophénol	"	68-69	219-220 (99)			$1,6 \times 10^{-7}$	6,79, 6,91	2,84[8]
3,4-dichlorophénol	"	68	253,5 (102)		légèrement soluble[1]	$4,1 \times 10^{-8}$	8,59	
3,5-dichlorophénol	"	68	233 (101)			$1,2 \times 10^{-7}$	8,59	
Trichlorophénols								
2,3,4-trichlorophénol	197,45	83,5	se sublime			$2,2 \times 10^{-8}$		
2,3,5-trichlorophénol	"	62	248,5-249,5 (33)			$4,3 \times 10^{-8}$		
2,3,6-trichlorophénol	"	58	272 (101,3)[4]			$7,4 \times 10^{-8}$	5,98	
2,4,5-trichlorophénol	"	68-70,5	se sublime (37)[4]	0,13 (72)	$4,8 \times 10^{-3}$	$3,7 \times 10^{-8}$	7,0, 7,07	3,72[9]
2,4,6-trichlorophénol	"	65,9	246 (101,3)	0,13 (76,5)	$2,2 \times 10^{-3}$	$3,8 \times 10^{-8}$	6,1, 6,62	3,38[10]
3,4,5-trichlorophénol	"	101	271-277 (99)			$1,8 \times 10^{-8}$	7,83	
Tétrachlorophénols								
2,3,4,5-tétrachlorophénol	231,98	116-117	se sublime			$1,1 \times 10^{-7}$		
2,3,4,6-tétrachlorophénol	"	70	150 (2)	0,13 (100,0)	$7,9 \times 10^{-4}$	$4,2 \times 10^{-6}$		4,10[8]
2,3,5,6-tétrachlorophénol	"	115				$3,3 \times 10^{-6}$	5,3	
Pentachlorophénol	266,34	191	309-310 (101)	$2,4 \times 10^{-3}$ (30)	$5,6 \times 10^{-5}$	$1,2 \times 10^{-5}$	4,8, 5,00	5,01[10]

[1] Weast 1974.
[2] Sax 1975.
[3] Blackman et coll. 1955.
[4] Doedens 1967.
[5] Pearce et Simpkins 1968.
[6] Farquharson et coll. 1958.
[7] Neely et coll. 1974.
[8] Hansch et Leo 1979.
[9] Mackay 1982.
[10] Leo et coll. 1971.

dans les sédiments que dans l'eau (Wegman et van den Broek 1983). Par exemple, on a trouvé des facteurs d'enrichissement dans les sédiments de 20 et de 440 pour le 2,6-dichloro- et le 2,4-dichlorophénol respectivement, au cours d'études portant sur les sédiments du Rhin (Wegman et van den Broek 1983). La sorption sur les particules inorganiques n'était pas importante. Comme les tri-, tétra- et pentachlorophénols possèdent des coefficients de partage octanol/eau plus élevés que les mono-et les dichlorophénols, on prévoit qu'ils seront éliminés plus rapidement de l'eau par sorption sur des sédiments riches en matières organiques. On a trouvé des facteurs d'enrichissement de 15-43 pour les trichlorophénols, de 24-445 pour les tétrachlorophénols et de 20 pour le pentachlorophénol au cours de l'étude sur le Rhin (Wegman et van den Broek 1983). Lors d'une étude effectuée en aquarium, le coefficient de distribution sédiment/eau était de 225-259 pour le 2,4,6-trichlorophénol, exprimé en termes de la teneur en matières organiques sèches des sédiments (Virtanen et Hattula 1982). Des facteurs d'enrichissement dans les sédiments de 500-6500 ont été notés pour le 2,3,4,6- et le 2,3,5,6-tétrachlorophénol dans la baie de Quinte (lac Ontario) (Fox et Joshi 1984). On a fait état de facteurs d'enrichissement de 20->3000 pour le pentachlorophénol (Pierce et Victor 1978; Fox et Joshi 1984). Une augmentation du pH diminue la sorption du pentachlorophénol dans l'intervalle de pH des eaux de surface naturelles (Ontario Ministry of the Environment 1984).

Il y a dégradation photolytique de certains chlorophénols en solution aqueuse diluée. Même si aucune vitesse n'a été signalée, il y a dégradation des monochlorophénols en solution aqueuse diluée (10^{-4}-10^{-5} M) lorsqu'ils sont irradiés à 254, 296 et 313 nm. Le 2-chlorophénol moléculaire était converti en pyrocatéchol, tandis que l'espèce anionique était réduite en acide cyclopentadiénique qui se dimérisait par la suite. L'irradiation du 3-chlorophénol donnait du résorcinol, tandis que le 4-chlorophénol donnait de l'hydroquinone (Boule et coll. 1982). Le 2- et le 3-chlorophénol étaient dégradés en présence d'un photosensibilisateur, mais le 4-chlorophénol n'exigeait pas la présence d'un tel composé (Yashura et coll. 1977). La quantité de dichlorophénols dégradée par photolyse semble être faible; cependant, on a constaté que le 2,4-dichlorophénol était un produit de décomposition du 2,4-D et qu'il pouvait subir une dégradation plus poussée pour donner des intermédiaires du catéchol et de l'acide succinique (voir la section 6.3.15.3.1). Le 2,4,6-trichlorophénol peut être dégradé en laboratoire par irradiation aux ultraviolets (Freitag et coll. 1982), mais on ignore l'importance de la photolyse des trichlorophénols dans l'environnement naturel (U.S. EPA 1979). On ne dispose d'aucune donnée sur la photolyse des tétrachlorophénols. Le pentachlorophénol peut être facilement photodégradé dans des conditions appropriées. Les vitesses de photolyse du pentaclorophénol à pH 3,3 (99 % de phénol) et à pH 7,3 (99 % d'ion phénolate) sont de $5{,}2 \times 10^{-7}$ et de $2{,}7 \times 10^{-5}$ s^{-1} respectivement. Ces vitesses correspondent à des demi-vies d'environ 4 h à pH 7,3 et 100 h à pH 3,3 (Wong et Crosby 1981). Au Canada, la demi-vie du pentachlorophénol dans des eaux de surface très polluées à la latitude de 45°-60°N a été estimée à moins de 1 h en été et à moins de 2 j en hiver à pH 7, et à moins de 5,5 j en été et jusqu'à 175 j en hiver à pH 3,4 (CNRC 1982).

Les chlorophénols sont moyennement hydrosolubles et faiblement acides et possèdent une faible pression de vapeur; on prévoit donc que la volatilisation ne jouera pas un rôle important dans leur élimination de l'eau (U.S. EPA 1979). La volatilisation du pentachlorophénol peut être importante dans des eaux de surface peu profondes et bien brassées à un pH inférieur à 5. Cependant, à un pH supérieur à 6, on prévoit une valeur élevée pour la demi-vie de volatilisation (>130 j) (Klopffer et coll. 1982).

Le biote aquatique peut bioconcentrer les chlorophénols. Même si les facteurs de bioconcentration peuvent varier grandement selon l'organisme spécifique étudié et la méthode expérimentale utilisée, ils augmentent généralement avec le degré de chloration. Les mono- et les dichlorophénols sont caractérisés par des coefficients de partage octanol/eau relativement faibles, des facteurs de bioconcentration faibles et des vitesses de dépuration rapides. On a trouvé un facteur de bioconcentration de 214 pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) exposé à 9,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ de 2-chlorophénol pendant 28 j (U.S. EPA 1980a); on a signalé une demi-vie biologique inférieure à 1 j (Barrows et coll 1980). Les facteurs de bioconcentration calculés pour les 2-, 3- et 4-chlorophénols étaient de 16, 27 et 24 respectivement, avec des demi-vies de 11-15 h (Ontario Ministry of the Environment 1984). Le facteur de bioconcentration à l'état d'équilibre était de 12 dans le cas de queues-de-voile *(Poecilia reticulata* Peters) exposées au 2,6-dichlorophénol à pH 6 et à 26 °C (Saarikoski et Viluksela 1982). Les valeurs signalées pour les facteurs de bioconcentration s'étalaient sur un ordre de grandeur pour le 2,4,5-tricholorophénol et sur 2 ordres de grandeur pour le 2,4,6-tricholorophénol, ce qui reflète les différences entre les espèces examinées et les méthodes expérimentales utilisées (Ontario Ministry of the Environment 1984). Au cours d'une étude en aquarium, on a trouvé un facteur de bioconcentration de 10^4 pour diverses plantes aquatiques, les invertébrés et les poissons exposés au 2,4,6-tricholorophénol (0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Virtanen et Hattula 1982). Dans le cas de têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) exposées pendant 28 j au 2,4,5-tricholorophénol (4,8 et 49,3 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans les eaux du lac Supérieur (alcalinité totale de 40,0-43,2 $mg \cdot L^{-1}$ en $CaCO_3$, pH de 7,36-7,62, oxygène dissous de 8,02-8,42 $mg \cdot L^{-1}$ et température de 22 °C), le facteur de bioconcentration moyen à l'état d'équilibre était de 1850 (Call et coll. 1980). L'absorption était rapide et l'équilibre était atteint en 1-2 j; la dépuration était aussi rapide avec une demi-vie de 12 h (Call et coll. 1980). Selon des études effectuées dans la baie de Quinte (lac Ontario), le facteur de concentration des tétrachlorophénols est de 10^5 chez les sangsues et de 10^4 chez *Cladophora* (Fox et Joshi 1984).

On a également signalé pour le pentachlorophénol des facteurs de bioconcentration de 60-5000 chez les invertébrés, de 9100-15 000 chez les poissons et de 400 chez *Cladophora* (Fox et Joshi 1984). A la suite d'un déversement accidentel de pentachlorophénol dans un petit lac du Mississippi, il y a eu bioconcentration de tétrachlorophénols et de pentachlorophénol par les poissons-lune, les achigans et les barbottes (dans le cas des tétrachlorophénols, les facteurs étaient de 20-221 dans les muscles et de 40-8590 dans les tissus hépatiques; dans le cas du pentachlorophénol, ils

étaient de 59-514 dans les muscles et de 176-6000 dans les tissus hépatiques) (Pierce et Victor 1978). Le facteur de bioconcentration du pentachlorophénol était d'environ 200 chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) (Niimi et McFadden 1982); la demi-vie biologique chez la truite a été estimée à moins de 7 j (Niimi et Cho 1982). En général, les facteurs de concentration sont inférieurs à 200 pour les mono- et les dichlorophénols, mais ils peuvent atteindre 10^4 pour les composés plus chlorés. Même si l'absorption à partir de l'eau est relativement rapide, la dépuration est elle aussi rapide, avec des demi-vies inférieures à 2 j pour les mono- et les dichlorophénols et inférieures à 10 j pour les phénols plus chlorés (Ontario Ministry of the Environment 1984).

La biodégradation est, semble-t-il, le principal mécanisme responsable de l'élimination des chlorophénols des eaux de surface. Les demi-vies correspondant à la biodégradation microbienne des monochlorophénols ont été estimées à 1-26 j dans les eaux de surface naturelles (U.S. EPA 1979). Il y a dégradation totale des 2-, 3- et 4-chlorophénols (100 $mg \cdot L^{-1}$) en 2-3 j par les boues activées (Ingols et coll. 1966). Ces boues activées mettent jusqu'à 20 j pour éliminer presque totalement les chlorophénols, si ces derniers constituent la seule source de carbone (Pitter 1976). On a identifié de nombreuses bactéries capables de dégrader le 2,4-dichlorophénol, même si l'on ne dispose guère de données sur la dégradation dans les eaux naturelles (U.S. EPA 1979). Le 2,4-dichlorophénol (100 $\mu g \cdot L^{-1}$) a été totalement éliminé en 9 j (demi-vie de 6 j) des eaux de lac tamponnées (pH 7,1-7,8) biologiquement actives, même si l'on n'a pas tenu compte de la volatilisation (Aly et Faust 1964). En milieu faiblement oxygéné, le 2,4-dichlorophénol présentait une résistance plus élevée à la dégradation microbienne et on trouvait des concentrations notables après 43 j (Aly et Faust 1964). Plusieurs études ont fait état de la dégradation microbienne des trichlorophénols dans des cultures bactériennes et durant le traitement des eaux d'égout (Ontario Ministry of the Environment 1984). Une solution renfermant 1 $mg \cdot L^{-1}$ de 2,4,5- et de 2,4,6-trichlorophénols était dégradée dans une proportion de 70 % en 35 j et en 9-18 j, respectivement, dans un milieu nutritif d'eau douce. En comparaison, il fallait 75-90 j pour dégrader le pentachlorophénol dans la même proportion (de Kreuk et Hanstveit 1981).

Des études effectuées dans la baie de Quinte, dans le lac Ontario (Fox et Joshi 1984) et dans un petit lac du Mississippi (Pierce et Victor 1978) ont révélé qu'il n'y avait pas dégradation microbienne des tétrachlorophénols et du pentachlorophénol associés aux sédiments. On a étudié la dégradation du pentachlorophénol dans des aquariums éclairés et non éclairés contenant de l'eau d'étang et des sédiments, en conditions aérobies et anaérobies. On a noté des demi-vies variant de 13 à 80 j, la dégradation la plus rapide se produisant en conditions aérobies dans l'aquarium éclairé (Boyle et coll. 1980). Les bactéries contenues dans les boues d'égout peuvent dégrader le pentachlorophénol; les demi-vies sont alors de moins de 1 j en conditions aérobies et de 192 j en conditions anaérobies (Liu et coll. 1981). Cependant, dans un environnement naturel, le pentachlorophénol peut demeurer intact pendant de grandes périodes. Par exemple, ce composé se décomposait lentement dans les sédiments naturels, la perte n'étant que de 12 % en 30 j (Baker et coll. 1980). La dégradation microbienne peut être retardée à des températures plus basses. A une température de 4 °C, la demi-vie du pentachlorophénol dans des cultures de *Pseudomonas* provenant d'un cours d'eau et du sol était de 80 j, comparativement à 8-10 j à une température de 20 °C (Trevors 1982). En général, dans la plupart des études sur les systèmes aquatiques, la demi-vie est d'environ 100 j pour le pentachlorophénol; des températures plus élevées et des conditions aérobies favorisent une décomposition plus rapide. Cependant, le pentachlorophénol peut persister pendant des périodes prolongées dans les sédiments (Ontario Ministry of the Environment 1984).

6.3.5.3.5 Bibliographie

Aly, O.M. et S.D. Faust. 1964. Studies on the fate of 2,4-D and ester derivatives in natural surface waters. J. Agric. Food Chem. 12: 541-546. (Mentionnée dans Ontario Ministry of the Environment 1984.)

Baker, M.D., C.I. Mayfield et W.E. Inniss. 1980. Degradation of chlorophenols in soil, sediment and water at low temperature. Water Res. 14: 1765-1771.

Barrows, M.E., S.R. Petrocelli, K.J. Macek et J.J. Caroll. 1980. Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. R. Haque (ed.). Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 379-397.

Blackman, G.E., M.H. Parke et F. Garton. 1955. The physiological action of substituted phenols. I. Relationship between chemical structure and physiological activity. Arch. Biochem. Biophys. 54: 45-54. (Mentionnée dans Ontario Ministry of the Environment 1984.)

Boule, P., C. Guyon et J. Lemaire. 1982. Photochemistry and environment. IV. Photochemical behaviour of monochlorophenols in dilute solution. Chemosphere 11: 1179-1188.

Boyle, T.P., E.F. Robinson-Wilson, J.D. Petty et W. Weber. 1980. Degradation of pentachlorophenol in a simulated lentic environment. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 24: 177-184.

Call, D.J., L.T. Brooke et P.-Y. Lu. 1980. Uptake, elimination and metabolism of three phenols by fathead minnows. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9: 699-714.

Cherwinsky, C. 1983. Communication personnelle. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto (Ontario).

CNRC. 1982. Chlorophénols: critères pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18579. 217 pp.

CORPUS Information Services. 1983. Pentachlorophenol (PCP). CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Cserjesi, A.J. et E.L. Johnson. 1972. Methylation of pentachlorophenol by *Trichoderma virgatum*. Can. J. Microbiol. 18: 45-49.

de Kreuk, J.F. et A.O. Hanstveit. 1981. Determination of the biodegradability of the organic fraction of chemical wastes. Chemosphere 10: 561-573.

Doedens, J.D. 1967. Chlorophenols. *Dans* Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. Vol. 5. 2nd edition. E.A. Parolla, G.O. Schetty, F.L. Dankberg, J.J. Kerstein and L.L. Strauss (eds.). John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. pp. 325-338.

Farquharson, M.E., J.C. Gage et J. Northover. 1958. The biological action of chlorophenols. Br. J. Pharmacol. 13: 20-24. (Mentionnée dans Ontario Ministry of the Environment 1984.)

Fox, M.E. 1978. Communication personnelle (à P.A. Jones). Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario). (Mentionnée dans Jones 1981.)

Fox, M.E. 1983. Communication personnelle (à P.A. Jones). Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario). (Mentionnée dans Jones 1981.)

Fox, M.E. et S.R. Joshi. 1984. The fate of pentachlorophenol in the Bay of Quinte, Lake Ontario. J. Great Lakes Res. 10: 190-196.
Freitag, D., H. Geyer, A. Kraus, R. Viswanathan, D. Kotzias, A. Attar, W. Klein et F. Korte. 1982. Ecotoxicological profile analysis: VII. Screening chemicals for their environmental behavior by comparative evaluation. Ecotoxicol. Environ. Saf. 6: 60-81.
Hansch, C. et A. Leo. 1979. Substituent Constants for Correlation Analysis in Chemistry and Biology. John Wiley & Sons Inc., New York.
Ingols, R.S., P.E. Gaffney et P.C. Stevenson. 1966. Biological activity of halophenols. J. Water Pollut. Control Fed. 38: 629-638.
Jones, P.A. 1981. Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa. SPE 3-EC-81-2F. 322 pp.
Jones, P.A. 1984. Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien: 1983, Supplément. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa. Rapport d'analyse économique et technique. SPE 3-EP-84-3F. 93 pp.
Klopffer, W., G. Kaufmann, G. Rippen et H.J. Poremski. 1982. A laboratory method for testing the volatility from aqueous solution: first results and comparison with theory. Ecotoxicol. Environ. Saf. 6: 545-559.
Larsen, R.V., L.E. Kirsch, S.M. Shaw, J.E. Christian et G.S. Born. 1972. Excretion and tissue distribution of uniformly labelled ^{14}C-pentachlorophenol in rats. J. Pharm. Sci. 61: 2004. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)
Leo, A., C. Hansch et D. Elkins. 1971. Partition coefficients and their uses. Chem. Rev. 7: 525-616.
Liu, O., K. Thomson et W.M.J. Strachan. 1981. Biodegradation of pentachlorophenol in a simulated aquatic environment. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 26: 85-90.
Mackay, D. 1982. Correlation of bioconcentration factors. Environ. Sci. Technol. 16: 274-278.
MacKnight, S.D. et R.J. LeBlanc. 1981. Chlorinated Phenols/Phthalate Esters in Industrial Effluents. Rapport rédigé à contrat par la MacLaren Plansearch Ltd. DSS File No. KE204-0-0096. Environnement Canada, Dartmouth (Nouvelle-Ecosse). (Mentionnée dans Jones 1984.)
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Neely, W.B., D.R. Branson et G.E. Blau. 1974. Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environ. Sci. Technol. 8: 1113-1115.
Niimi, A.J. et C.Y. Cho. 1983. Laboratory and field analysis of pentachlorophenol (PCP) accumulation by salmonids. Water Res. 17: 1791-1795.
Niimi, A.J. et C.A. McFadden. 1982. Uptake of sodium pentachlorophenate (NaPCP) from water by rainbow trout (*Salmo gairdneri*) exposed to concentrations in the ng/L range. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 28: 11-19.
Ontario Ministry of the Environment. 1984. Chlorinated Phenols in the Aquatic Environment. Scientific Criteria Document for Standard Development. No. 2-84. Water Resources Branch, Toronto, Ontario.
Pearce, P.J. et R.J.J. Simpkins. 1968. Acid strengths of some substituted picric acids. Can. J. Chem. 46: 241-248.
Pierce, R.H., Jr. et D.M. Victor. 1978. The fate of pentachlorophenol in an aquatic ecosystem. *Dans* Pentachlorophenol: Chemistry, Pharmacology and Environmental Toxicology. K.R. Rao (ed.). Plenum Press, New York. pp. 41-52.
Pitter, P. 1976. Technical pentachlorophenol: origin and analysis of base-insoluble contaminants. Environ. Health Perspect. 5: 41-48.
Robinson, D. et R.D. Smillie. 1977. Identification and Quantitation of Phenols and Acids in Thunder Bay and St. Mary's River. Organic Trace Contaminants Section, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. OTC Report 7715. (Mentionnée dans Ontario Ministry of the Environment 1984.)
Saarikoski, J. et M. Viluksela. 1982. Relation between physicochemical properties of phenols and their toxicity and accumulation in fish. Ecotoxicol. Environ. Saf. 6: 501-512.
Santé et Bien-être social Canada. 1982. Phénols. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 471-486.
Sax, N.I. 1975. Dangerous Properties of Industrial Materials. 4th edition. Van Nostrand Reinhold Co. Ltd., New York.
Scott, B.F., E. Nagy, J. Hart et B.K. Afghan. 1982. New extraction/gc technique finds traces of water pollutants. Ind. Res. Dev. 24: 130-135. (Mentionnée dans Jones 1984.)
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Strachan, W.M.J. 1979. Communication personnelle (à P.A. Jones). Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario). (Mentionnée dans Jones 1981.)
Thompson, G.E., H. Hasain, J. Parry et P.J. Gilbride. 1978. Hydrogeological control and clean-up of soil and groundwater contaminants at Northern Wood Preservers, Ltd. Presented at Ont. Ind. Waste Conf., June 18-21, Toronto, Ontario. (Mentionnée dans Ontario Ministry of the Environment 1984.)
Trevors, J.T. 1982. Effect of temperature on the degradation of pentachlorophenol. Chemosphere 11: 471-475.
U.S. EPA. 1979. 2-Chlorophenol. 2,4-Dichlorophenol. 2,4,6-Trichlorophenol. Pentachlorophenol. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 84-1 à 84-8, 85-1 à 85-8, 86-1 à 86-8, et 87-1 à 87-13.
U.S. EPA. 1980a. Ambient Water Quality Criteria for Chlorinated Phenols. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-032.
U.S. EPA. 1980b. Ambient Water Quality Criteria for 2,4-Dichlorophenol. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 400/5-80-03.
Virtanen, M.T. et M.L. Hattula. 1982. The fate of 2,4,6-trichlorophenol in an aquatic continuous-flow system. Chemosphere 11: 641-649.
Weast, R.C. (ed.). 1974. CRC Handbook of Chemistry and Physics. 55th edition. Chemical Rubber Co. Press, Cleveland, Ohio.
Wegman, R.C.C. et H.H. van den Broek. 1983. Chlorophenols in river sediments in the Netherlands. Water Res. 17: 227-230.
Wong, A.S. et D.G. Crosby. 1981. Photodecomposition of pentachlorophenol in water. J. Agric. Food Chem. 29: 125-130.
Yashura, A., A. Otsuki et K. Juwa. 1977. Photodecomposition of odorous chlorophenols in water. Chemosphere 6: 1659-1664.

6.3.5.4 Dinitrotoluènes

6.3.5.4.1 Utilisations et production

Les dinitrotoluènes servent à la production d'explosifs, à la fabrication et à la formulation de polyuréthanes, de mousses flexibles et rigides et de revêtements de surface, ainsi qu'à la préparation de colorants et de substances chimiques organiques (U.S. EPA 1980; Verschueren 1983). En 1981 et en 1982, les importations de dinitrotoluènes (aussi appelés dinitrotoluols) au Canada étaient de 84 t et 68 t respectivement (Statistique Canada 1983).

6.3.5.4.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les dinitrotoluènes peuvent pénétrer dans l'environnement aquatique par rejet direct dans les eaux de surface ou par évacuation avec les effluents des usines de teintures, d'isocyanates, de polyuréthanes et de munitions. Aux Pays-Bas, le 2,4-dinitrotoluène a été identifié dans les eaux du Rhin en aval

Tableau 6-97. Propriétés physiques et chimiques du 2,4- et du 2,6-dinitrotoluène

Composé	Masse moléculaire	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Pression de vapeur (kPa (°C))	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$ (°C))	Coefficient de partage octanol/eau (log P_{oe})
2,4-dinitrotoluène	182,14	70	300 (se décompose)	$1,7 \times 10^{-5}$ (59)	270 (22)	2,01
2,6-dinitrotoluène	182,14	64,66	285	—	—	2,05

Sources: U.S. EPA 1979; Verschueren 1983.

d'usines chimiques (U.S. EPA 1980). Les dinitrotoluènes peuvent aussi pénétrer dans l'environnement aquatique par déversement accidentel au cours du transbordement ou du transport; aucun renseignement spécifique n'est cependant disponible en ce qui concerne cette source potentielle (U.S. EPA 1980).

Le 2,4-dinitrotoluène et le 2,6-dinitrotoluène ont été décelés dans les effluents finals rejetés par plusieurs usines chimiques dans la rivière Sainte-Claire. Le 2,6-dinitrotoluène a été décelé dans 3 des 13 échantillons prélevés en 1979 et en 1980, mais sa concentration n'a pas été déterminée. Dans le cas du 2,4-dinitrotoluène, on en a décelé 10-100 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans trois des six échantillons prélevés (Munro et coll. 1985).

6.3.5.4.3 Concentrations dans l'environnement

Aux Etats-Unis, le 2,4-dinitrotoluène et le 2,6-dinitrotoluène ont été identifiés dans des eaux de surface, des effluents industriels et de l'eau potable (Shackelford et Keith 1976).

En 1979, le 2,4-dinitrotoluène et le 2,6-dinitrotoluène ont été décelés respectivement dans deux de trois échantillons et dans trois de six échantillons prélevés dans les eaux de surface de la rivière Sainte-Claire; toutefois, les concentrations n'ont pas été déterminées (Munro et coll. 1985). En 1980, on a prélevé des échantillons d'eau dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario), pour déterminer s'ils contenaient du 2,4-dinitrotoluène et du 2,6-dinitrotoluène, mais aucun de ces composés n'a été décelé (Environnement Canada 1984). Les résultats d'échantillonnages relatifs aux dinitrotoluènes ne sont pas signalés dans la base de données NAQUADAT (1985).

6.3.5.4.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Il existe six isomères possibles du dinitrotoluène; cependant, les quelques renseignements disponibles applicables à l'environnement ne portent que sur le 2,4- et le 2,6-dinitrotoluène (tableau 6-97) (U.S. EPA 1979; Verschueren 1983). Vu le peu de données disponibles, il se pourrait que, dans certaines conditions, il y ait photoréduction, sorption et biotransformation de ces composés (U.S. EPA 1979).

On ne possède aucun renseignement spécifique sur la sorption sur les matières solides. Comme le 2,4- et le 2,6-dinitrotoluène ont des coefficients de partage octanol/eau calculés assez faibles (tableau 6-97), il peut y avoir sorption limitée sur les sédiments riches en matières organiques.

Il n'y aura pas, prévoit-on, photolyse directe des dinitrotoluènes dans l'eau, même si le groupement nitro peut être photoréduit en groupements hydroxylamino, nitroso ou amino, et le substituant méthyle oxydé en alcool, en aldéhyde ou en acide carboxylique. Cependant, on ne dispose d'aucune donnée environnementale à ce sujet (U.S. EPA 1979).

Ni l'oxydation, ni l'hydrolyse directe ne sont considérées comme des réactions importantes dans l'environnement aquatique. Vu sa faible pression de vapeur et sa solubilité moyenne dans l'eau, on ne s'attend pas que la volatilisation soit un important mécanisme d'élimination du 2,4-dinitrotoluène de l'eau. On a évalué à des centaines de jours la demi-vie du 2,4- et du 2,6-dinitrotoluène (Moore et Ramamoorthy 1984). Bien que l'on ne dispose d'aucun renseignement, il est probable que les autres dinitrotoluènes soient eux aussi non volatils (Mackay et Leinonen 1975; U.S. EPA 1979).

On a trouvé que les dinitrotoluènes résistaient à la biodégradation par les microorganismes du sol (Alexander et Lustigman 1966). Ils sont biodégradés lentement par *Azotobacter agilis* (Bringmann et Kuehn 1972). On a trouvé que les dinitrotoluènes persistaient dans les réservoirs (Galuzova 1963). Un champignon, *Mucrosporium*, réduit le groupement nitro du 2,4-dinitrotoluène (McCormick et coll. 1978).

Etant donné leur faible affinité pour les matières hydrophobes, on ne prévoit pas qu'il y ait bioaccumulation importante des dinitrotoluènes dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979). On ne dispose d'aucune donnée sur la bioaccumulation de ces composés par les organismes aquatiques (U.S. EPA 1980).

6.3.5.4.5 Bibliographie

Alexander, M. et B.K. Lustigman. 1966. Effect of chemical structure on microbial degradation of substituted benzenes. J. Agric. Food Chem. 14: 410-413. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Bringmann, G. et R. Kuehn. 1972. Biological decomposition of nitrotoluenes and nitrobenzenes by *Azotobacter agilis*. Gesund. Ing. 92: 273-276. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Galuzova, L.V. 1963. Maximum permissible concentration of dinitrotoluene in the water of reservoirs. Gig. Sanit. 28: 14-19. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9: 1178-1180.

McCormick, N.G., J.H. Cornell et A.M. Kaplan. 1978. Identification of biotransformation products from 2,4-dinitrotoluene. Appl. Environ. Microbiol. 35: 945-948.

Moore, J.W. et S. Ramamoorthy. 1984. Organic Chemicals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assessment. Springer-Verlag, New York. 289 pp.

Munro, J.R., M.A. Foster, T. Pawson, A. Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey 1979-80. Ontario Ministry of the Environment Environnement Canada, Toronto/Ottawa (Ontario). 194 pp.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Shackelford, W.M. et L.H. Keith. 1976. Frequency of Organic Compounds Identified in Water. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. EPA 600 4-76-062. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

U.S. EPA. 1979. 2,4-Dinitrotoluene. 2,6-Dinitrotoluene. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029b. pp. 81-1 à 81-8 et 82-1 à 82-8.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Dinitrotoluene. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 5-80-045.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

6.3.5.5 Ethylbenzène

6.3.5.5.1 Utilisations et production

L'éthylbenzène (phényléthane) sert à la fabrication de styrène et d'acétophénone. Il sert aussi de solvant et il est un constituant de l'asphalte et du napthe (Verschueren 1983). Au Canada, il est surtout utilisé pour fabriquer du styrène et comme solvant dans l'industrie des produits chimiques, des peintures et du caoutchouc (Environnement Canada 1984a).

Actuellement au Canada, on produit de l'éthylbenzène dans la région de Sarnia (Ontario) et, depuis 1984, à Scotford (Alberta). La production canadienne totale a été évaluée à 390×10^3 t en 1983 et à 440×10^3 t en 1984 (CORPUS Information Services 1984). On ne dispose d'aucune donnée sur les importations en 1983 et en 1984; toutefois, le Canada en a importé 40 t en 1981 et 80 t en 1982 (Statistique Canada 1983). Au pays, la consommation totale était de $358,5 \times 10^3$ t en 1983 et de 440×10^3 t en 1984. Les exportations s'élevaient à $31,5 \times 10^3$ t en 1983 et à 30×10^3 t en 1984.

6.3.5.5.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'éthylbenzène peut être libéré dans l'environnement par émission dans l'atmosphère et par rejet dans l'environnement aquatique pendant sa production et son utilisation (U.S. EPA 1980). On dispose de peu de données quantitatives à ce sujet; cependant, on a fait état d'un déversement accidentel d'éthylbenzène qui, par l'entremise d'un égout pluvial, a atteint un cours d'eau et a causé une hécatombe de poissons. La présence d'éthylbenzène dans l'eau fut décelée par une station de contrôle en continu située à environ 600 m en aval du point de déversement (Environnement Canada 1984a).

On a décelé 1-100 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'éthylbenzène dans huit échantillons prélevés en 1979 et en 1980 dans les effluents finals rejetés dans la rivière Niagara. Seulement 5 des 39 échantillons prélevés dans les eaux traitées d'usines d'épuration situées sur la rivière Niagara présentaient des concentrations d'éthylbenzène comprises entre 0,062 et 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$). En 1981, l'apport en contaminants-traces industriels et urbains d'origine ontarienne rejetés dans la rivière Niagara et ses tributaires était, selon les estimations, inférieur à 0,117 $kg \cdot j^{-1}$ (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981). Lors de l'analyse des effluents totaux de deux usines de produits organiques situées au Canada, on a trouvé des concentrations d'éthylbenzène de 10 et de 34 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Sigma Resource Consultants Ltd. 1985).

Des concentrations d'éthylbenzène allant de traces ($<$1-5 $\mu g \cdot L^{-1}$) à 10,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ ont été décelées dans 9 des 38 échantillons prélevés en 1980 dans des effluents finals déversés dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario). L'eau potable de la municipalité de Cornwall renfermait des traces ($<$1-5 $\mu g \cdot L^{-1}$) d'éthylbenzène dans un échantillon prélevé en 1980. La même année, l'apport total d'éthylbenzène par 14 exutoires industriels et urbains se jetant dans le Saint-Laurent à Cornwall (Ontario) était évalué à 1,45 $kg \cdot j^{-1}$ (Environnement Canada 1984b).

6.3.5.5.3 Concentrations dans l'environnement

Aux Etats-Unis, les concentrations atmosphériques d'éthylbenzène dans le voisinage des usines et des raffineries étaient de l'ordre de quelques microgrammes par mètre cubique (NAS 1980). On a décelé de l'éthylbenzène ($\simeq$15 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans l'eau d'un puits aux Etats-Unis (Burnham et coll. 1971), dans de l'eau potable traitée, dans des effluents et dans des eaux de surface ambiantes (Shackelford et Keith 1975).

Des concentrations d'éthylbenzène de 1-1000 $\mu g \cdot L^{-1}$ ont été signalées dans neuf échantillons prélevés en 1979 dans la rivière Sainte-Claire (limite de détection = 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Munro et coll. 1985).

Seulement 2 des 76 échantillons prélevés dans le cours supérieur de la rivière Niagara avaient des concentrations d'éthylbenzène décelables, soit moins de 0,001 et 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Gibson et coll. 1973). En 1980, on a prélevé des échantillons dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario), mais on n'a pas décelé d'éthylbenzène (Environnement Canada 1984b). Les résultats des échantillonnages relatifs à l'éthylbenzène ne sont pas signalés dans la base de données NAQUADAT (1985).

6.3.5.5.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'éthylbenzène (formule moléculaire: C_8H_{10}, masse moléculaire: 106,16) est un liquide incolore ayant une solubilité dans l'eau de 161,2 + 0,9 $mg \cdot L^{-1}$ à 20 °C (Sutton et Calder 1975) et une pression de vapeur de 1 kPa à 20 °C (Verschueren 1983). On connaît peu de choses sur le devenir de l'éthylbenzène dans l'environnement, mais son principal mécanisme d'élimination est probablement (comme pour les autres alkylbenzènes) la volatilisation (puis l'oxydation atmosphérique) (U.S. EPA 1979).

Il peut y avoir, jusqu'à un certain point, sorption sur les matières organiques (valeur calculée du log du coefficient de

partage octanol/eau = 3,15) (Tute 1971); cependant, on ne dispose d'aucun résultat d'étude applicable à l'environnement (U.S. EPA 1979).

On ne prévoit pas que l'éthylbenzène soit oxydé, hydrolysé ou photolysé directement dans l'eau (U.S. EPA 1979). Par contre, sa volatilisation est importante: on a évalué à 5-6 h sa demi-vie de volatilisation dans l'eau à 1 m de profondeur (Mackay et Leinonen 1975). Des études effectuées dans des enceintes simulant des conditions de brouillard ont permis d'évaluer à 15 h sa demi-vie d'oxydation dans l'atmosphère (Altshuller et coll. 1962; Laity et coll. 1973).

Certaines espèces de bactéries peuvent se servir de l'éthylbenzène comme seule source de carbone (Claus et Walker 1964; Gibson et coll. 1973). Après oxydation pendant 12 h par des boues acclimatées au phénol, l'éthylbenzène (500 $mg \cdot L^{-1}$) était partiellement dégradé (27 % de la quantité qui serait théoriquement dégradée par oxydation) (Elkins et coll. 1956). On n'a trouvé aucun renseignement sur la bioaccumulation de l'éthylbenzène dans les systèmes naturels, mais on prévoit qu'une certaine quantité peut être accumulée, d'après son coefficient de partage dans les matières lipophiles (Tute 1971).

6.3.5.5.5 Bibliographie

Altshuller, A.P., I.R. Cohen, S.F. Sleva et S.L. Kopczynski. 1962. Air pollution: photooxidation of aromatic hydrocarbons. Science 138: 442-443.

Burnham, A.K., G.V. Calder, J.J. Fritz, G.A. Junk, H.J. Svec et R. Willis. 1971. Identification and estimation of neutral organic contaminants in potable water. Anal. Chem. 44: 139-142.

Claus, D. et N. Walker. 1964. The decomposition of toluene by soil bacteria. J. Gen. Microbiol. 36: 107-122. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

CORPUS Information Services. 1984. Ethylbenzene. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Elkins, H.F., E.F. Mohler, Jr. et L.R. Kumnick. 1956. Biological oxidation of oil refinery wastes in cooling tower systems. Sewage Ind. Wastes 28: 1475-1483. (Mentionnée dans Verschueren 1983.)

Environnement Canada. 1984a. L'éthylbenzène. Collection Enviroguide. Direction des services techniques, Direction générale des programmes de protection de l'environnement, Service de la protection de l'environnement, Ottawa. 83 pp.

Environnement Canada. 1984b. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Canada-Ontario Review Board, Ottawa.

Gibson, D.T., B. Gschwendt, W.K. Yeh et V.M. Kobal. 1973. Initial reactions in the oxidation of ethylbenzene by *Pseudomonas putida*. Biochemistry 12: 1520-1528.

Laity, J.L., I.G. Burstain et B.R. Appel. 1973. Photochemical smog and the atmospheric reactions of solvents. *Dans* Solvents: Theory and Practice. R.W. Tess (ed.). Adv. Chem. Ser. No. 124. pp. 95-112. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to the atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9: 1178-1180.

Munro, J.R., M.G. Foster, T. Pawson, A. Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey 1979-1980. Ontario Ministry of the Environment/Environnement Canada, Toronto/Ottawa (Ontario). 194 pp.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1980. The Alkyl Benzenes. Committee on Alkyl Benzene Derivatives, U.S. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.

Shackelford, W.M. et L.H. Keith. 1975. Frequency of Organic Compounds Identified in Water. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. EPA 600 4-76-062. 617 pp.

Sigma Resource Consultants Ltd. 1985. Study of the Characterization of Wastes and Discharges from Selected Organic Chemicals Plants. Draft report. Rapport effectué à contrat pour le compte du Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Sutton, C. et J.A. Calder. 1975. Solubility of alkylbenzenes in distilled water and seawater at 25°C. J. Chem. Eng. Data 25: 320-322.

Tute, M.S. 1971. Principles and practice of Hansch analysis: a guide to structure-activity correlation for the medicinal chemist. Adv. Drug Res. 5: 1-77.

U.S. EPA. 1979. Ethylbenzene. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029b. pp. 78-1 à 78-5.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Ethylbenzene. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440 5-80-048.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

6.3.5.6 Nitrobenzènes

6.3.5.6.1 Utilisations et production

Le nitrobenzène est utilisé pour la production d'aniline et de colorants. Il sert aussi à la fabrication de caoutchouc et de produits photographiques. Le nitrobenzène est utilisé pour le raffinage des lubrifiants et des huiles et comme solvant pour la fabrication d'explosifs et d'acétate de cellulose; il entre aussi dans la préparation de cirages pour chaussures et d'agents de brunissage (U.S. EPA 1980; Verschueren 1983). Le di- et le trinitrobenzène sont utilisés dans les explosifs (U.S. EPA 1980).

D'après des estimations faites en 1976, la production annuelle de nitrobenzènes aux Etats-Unis varie de 90×10^3 t à plus de 300×10^3 t (U.S. EPA 1980). On ne dispose d'aucun renseignement sur la production de nitrobenzènes au Canada. En 1981, de même qu'en 1982, le Canada a importé 1 t de nitrobenzènes (Statistique Canada 1983).

6.3.5.6.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Il se peut que, pendant la préparation, il y ait perte de nitrobenzènes avec les eaux de lavage au moment de la purification (U.S. EPA 1980). On ne possède que peu de données quantitatives sur la pénétration du (des) nitrobenzène(s) dans le milieu aquatique. En 1980-1981, une étude a été effectuée sur divers contaminants des effluents industriels rejetés dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario); elle n'a cependant pas permis de déceler des concentrations (limite de détection = 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) des nitrobenzènes dans les 13 échantillons prélevés (Environnement Canada 1984). Par contre, on a décelé du nitrobenzène dans trois des six échan-

tillons prélevés au cours d'une étude effectuée en 1979-1980 dans les effluents des usines pétrochimiques rejetés dans la rivière Sainte-Claire, mais les concentrations n'ont pas été mesurées (Munro et coll. 1985).

6.3.5.6.3 Concentrations dans l'environnement

On a trouvé du nitrobenzène dans des eaux de surface et dans des eaux potables non traitées aux Etats-Unis (Shackelford et Keith 1976) et dans la Meuse aux Pays-Bas (la concentration moyenne allait de non décelable à 0,07 $\mu g \cdot L^{-1}$) (RIWA 1974). Les résultats des échantillonnages relatifs aux nitrobenzènes ne sont pas signalés dans la base de données NAQUADAT (1985). Dans un des quatre échantillons prélevés dans la rivière Sainte-Claire en 1979, on a décelé du nitrobenzène sans en déterminer la concentration (limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Munro et coll. 1985).

6.3.5.6.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les nitrobenzènes (figure 6-4), y compris le mononitro- et les dinitro-benzènes, sont caractérisés par une solubilité élevée dans l'eau, une faible pression de vapeur et un faible coefficient de partage octanol/eau (tableau 6-98) (Verschueren 1983). On dispose de très peu de renseignements sur le devenir des nitrobenzènes dans le milieu aquatique (U.S. EPA 1979).

Comme leur coefficient de partage octanol/eau est assez faible, la quantité de nitrobenzènes sorbée par les matières organiques ne sera probablement pas importante. Vraisemblablement, la quantité sorbée par les matières inorganiques sera d'importance secondaire. Bien que l'on ne dispose d'aucun renseignement concernant l'hydrolyse ou l'oxydation, applicable à l'environnement, on ne prévoit pas que ces processus soient importants (U.S. EPA 1979).

Il est possible, en solvant non aqueux, de photoréduire le nitrobenzène en présence de donneurs d'hydrogène appropriés. La photolyse d'un mélange de nitrobenzène et de toluène a donné de l'aniline, du 4-aminophénol, de l'azoxybenzène et de l'acide benzoïque (Morrison 1979). On ignore cependant l'importance de ce processus dans le milieu aquatique (U.S. EPA 1979).

En se servant des valeurs de solubilité dans l'eau et de pression de vapeur, publiées dans la documentation, on a prévu que, dans une colonne d'eau de 1 m, la demi-vie de volatilisation du nitrobenzène serait d'environ 185 h (Mackay et Leinonen 1975). Au cours d'une étude dans un écosystème aquatique modèle, on n'a récupéré que 2,2 % du nitrobenzène de la phase vapeur (Lu et Metcalf 1975).

Figure 6-4. Nitrobenzène.

La microflore du sol prend au moins 64 j pour décomposer le nitrobenzène (Alexander et Lustigman 1966). Une fois adaptées, des boues d'égout activées dégradaient facilement le nitrobenzène lorsque celui-ci constituait la seule source de carbone disponible; par contre, le 1,3- et le 1,4-dinitrobenzène résistaient à la dégradation (Pitter 1976). Au cours d'une étude dans un écosystème modèle, on n'a observé ni dégradation, ni accumulation, ni amplification du nitrobenzène dans la chaîne alimentaire aquatique (Lu et Metcalf 1975). Vu leur coefficient de partage octanol/eau relativement faible, on ne prévoit pas qu'il y aura bioaccumulation appréciable des nitrobenzènes (U.S. EPA 1979).

6.3.5.6.5 Bibliographie

Alexander, M. et B.K. Lustigman. 1966. Effect of chemical structure on microbial degradation of substituted benzenes. J. Agric. Food Chem. 14: 410-413.

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Lu, P.-Y. et R. Metcalf. 1975. Environmental fate and biodegradability of benzene derivatives as studied in a model aquatic ecosystem. Environ. Health Perspect. 19: 269-273.

Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rates of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9: 1178-1180.

Morrison, H.A. 1979. The photochemistry of the nitro and nitroso groups. *Dans* The Chemistry of the Nitro and Nitroso Groups. H. Feuer (ed.). Interscience Publ., New York. pp. 165-212.

Munro, J.R., M.G. Foster, T. Pawson, A. Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey, 1979-1980. Ontario Ministry of the Environment/Environnement Canada, Toronto/Ottawa (Ontario). 194 pp.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Pitter, P. 1976. Determination of biological degradability of organic substances. Water Res. 10: 231-235.

RIWA (Rijncommissie Waterleidingbedrijven). 1974. De samenstelling van het Rijn en Maaswater in 1974. Secretariaat RIWA, condensatorweg 54, Pb 8169. Amsterdam-Sloterwijk. (Mentionnée dans Verschueren 1983.)

Shackelford, W.M. et L.H. Keith. 1976. Frequency of Organic Compounds Identified in Water. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. EPA 600/4-76-062. 617 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Tableau 6-98. Propriétés physiques et chimiques de certains nitrobenzènes

Composé	Masse moléculaire	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Pression de vapeur (kPa (°C))	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$ (°C))	Coefficient de partage octanol/eau ($\log P_{oe}$)
Nitrobenzène	123,1	6	211	$2,0 \times 10^{-2}$ (20)	$1,9 \times 10^{3}$ (20)	1,85-1,88
1,2-dinitrobenzène	168,1	118	319		$3,8 \times 10^{3}$ (100)	1,58
1,4-dinitrobenzène	168,1	173	299		$1,8 \times 10^{3}$ (100)	1,46-1,49

Source: Verschueren 1983.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
U.S. EPA. 1979. Nitrobenzene. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 79-1 à 79-8.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Nitrobenzene. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-061.
Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

6.3.5.7 Nitrophénols

6.3.5.7.1 Utilisations et production

Les nitrophénols sont des dérivés mono-, di- et trinitrés du phénol (hydroxybenzène). Les mononitrophénols servent principalement d'intermédiaires dans la préparation de colorants, de pigments, de produits pharmaceutiques, de produits chimiques utilisés dans la fabrication de caoutchouc, d'agents de préservation du bois, de réactifs photographiques et de produits pesticides et fongicides. Le 4-nitrophénol entre dans la préparation du parathion-éthyl et du parathion-méthyl (U.S. EPA 1980). Aux Etats-Unis, la production annuelle de 2-nitrophénol est évaluée à $(4,5\text{-}6,8) \times 10^6$ kg et celle de 3-nitrophénol à moins de $0,5 \times 10^6$ kg. La production annuelle de 4-nitrophénol aux Etats-Unis s'élève pour sa part à environ 19×10^6 kg (Howard et coll. 1976; Hoecker et coll. 1977; U.S. EPA 1980). Le 3-trifluorométhyl-4-nitrophénol (TFM) sert de lampricide pour limiter le nombre de lamproies de mer dans les Grands lacs (CNRC 1985).

On évalue la production et la consommation de 2,4-dinitrophénol respectivement à 4×10^5 et 5×10^5 kg.a^{-1} (U.S. International Trade Commission 1967-1973, Howard et coll. 1976; U.S. EPA 1980). La production et l'utilisation des autres isomères du dinitrophénol sont limitées et on ne dispose guère de renseignements à leur sujet. Le 2,4-dinitrophénol sert surtout d'intermédiaire chimique dans la préparation de colorants au soufre, de colorants azoïques, de substances photochimiques, de pesticides, d'agents de préservation du bois et d'explosifs (Matsuguma 1967; U.S. EPA 1980).

Le 2,4,6-trinitrophénol, ou l'acide picrique, est utilisé comme intermédiaire pour la préparation de colorants et sert d'explosif, de réactif analytique, de germicide, de fongicide, de colorant et de fixateur histologiques, de mordant pour tissus, de produit de tannage, de produit photochimique et de produit pharmaceutique; enfin, on l'utilise dans l'oxydation et le décrochage du fer, de l'acier et du cuivre (Matsuguma 1967; U.S. EPA 1980).

Les dinitrocrésols ont, eux aussi, été peu étudiés. L'isomère-4,6 est le seul des six isomères qui ait une importance commerciale. Le 4,6-dinitrocrésol sert surtout d'agent d'éclaircissage des fleurs d'arbres fruitiers et de fongicide, d'insecticide et d'acaricide sur les arbres fruitiers pendant la période de dormance (U.S. EPA 1980).

Aucun des mononitrophénols (*o*, *m* et *p*-nitrophénol) n'est produit au Canada. En 1982 et en 1983, 2 t et 1-2 t de nitrophénol respectivement ont été importées et consommées au pays (CORPUS Information Services 1985). En 1981 et en 1982, il n'y a eu au Canada aucune importation de Nitrofène (nitrophène), une préparation herbicide. En 1981 et en 1982 respectivement, le Canada a importé 394 t et 270 t de nitrophénols, y compris les dinitrophénols, et de nitrosophénols (groupement non spécifié). Les importations canadiennes d'acide picrique (2,4,6-trinitrophénol) s'élevaient à 3 t en 1981 et à 4 t en 1982. D'autres nitrophénols sont importés au Canada, mais on ignore les quantités de chacun, car ils ne figurent pas dans une catégorie distincte dans la publication de Statistique Canada (1983). On ne dispose d'aucun renseignement sur la production de nitrophénols au Canada.

En juin 1984, les nitrophénols ont été inscrits sur la liste des produits chimiques d'intérêt potentiel de la Loi sur les contaminants de l'environnement. On déterminera, à la suite d'autres études sur les modes d'utilisation et les concentrations environnementales, si ce groupe de produits doit être inclus dans la liste des produits d'intérêt prioritaire, en raison de leur toxicité pour les humains et l'écosystème (Environnement Canada 1985).

6.3.5.7.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

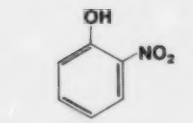
Les principales voies de pénétration des nitrophénols dans l'environnement aquatique sont les effluents des usines produisant ces substances et des industries chimiques les utilisant comme intermédiaires. Au cours d'une étude effectuée en 1980-1981 sur les divers contaminants dans les effluents industriels déversés dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario), aucune concentration décelable (limite de détection = 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ de 2-nitrophénol, de 4-nitrophénol, de 2,4-dinitrophénol et de 2,6-dinitro-*o*-crésol) n'a été observée dans les 13 échantillons prélevés (Environnement Canada 1984). Au cours d'une étude effectuée en 1979-1980, on a recherché quatre nitrophénols dans les constituants des effluents finals de diverses usines pétrochimiques situées le long de la rivière Sainte-Claire près de Sarnia (Ontario). Voici les résultats de cette étude: on a décelé du 2-nitrophénol dans un des deux échantillons prélevés, mais on n'a pas déterminé la concentration; on a décelé 1-10 $\mu g \cdot L^{-1}$ de 4-nitrophénol dans 9 des 11 échantillons prélevés; dans les neuf échantillons prélevés, on a décelé 1-100 $\mu g \cdot L^{-1}$ de 2,4-dinitrophénol; finalement, on a décelé du 4,6-dinitro-*o*-crésol dans de l'eau (potable) traitée, à une concentration estimée entre 10 et 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Munro et coll. 1985).

Dans les régions où l'on se sert de pesticides contenant des nitrophénols, le ruissellement agricole constitue aussi une source de ces composés pour l'eau (U.S. EPA 1980). Depuis 1958, le 3-trifluorométhyl-4-nitrophénol est utilisé pour détruire les lamproies de mer; environ 9×10^5 kg ont été appliqués directement dans les cours d'eau se jetant dans les lacs Supérieur, Michigan, Huron et Ontario (CNRC 1985).

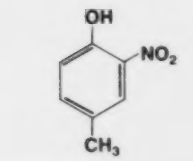
La photodégradation ou la dégradation microbienne de composés contenant une forme ou une autre de nitrophénol peut aussi libérer des nitrophénols dans l'environnement. La réaction photochimique entre le benzène et l'oxyde nitreux peut produire du 4-nitrophénol dans l'atmosphère (U.S. EPA 1980).

6.3.5.7.3 Concentrations dans l'environnement

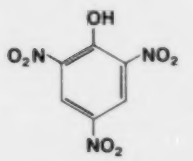
On procède rarement à un contrôle systématique des nitrophénols dans l'eau. En ce qui a trait à la quantité produite et à la contamination potentielle de l'environnement, le 4-nitrophénol est probablement l'isomère le plus important des mononitrophénols. On a trouvé des concentrations de 4-nitrophénol de 1,4 $mg \cdot L^{-1}$ dans les eaux usées du bassin de sédimentation d'une usine chimique (Webb et coll. 1973) et de 0,2 $mg \cdot L^{-1}$ dans un réseau d'approvisionnement en eau de l'Iowa contaminé par les résidus d'une usine de gaz de houille (Burnham et coll. 1971). On possède peu de renseignements sur les concentrations de ces substances dans les eaux canadiennes, mais on en trouvera probablement des quantités mesurables dans des zones localisées où l'on s'est servi de pesticides organophosphatés. Les résultats des échantillonnages relatifs aux nitrophénols ne sont pas signalés dans la base de données NAQUADAT (1985). Dans deux échantillons prélevés dans la rivière Sainte-Claire, on a décelé (1 $\mu g \cdot L^{-1}$) du 4-nitrophénol, du 2,4-dinitrophénol et du 4,6-dinitro-*o*-crésol. Les concentrations n'ont pas été déterminées, mais on les a évaluées comme suit: 1-10 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le 4-nitrophénol; 1-10 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le 2,4-dinitrophénol dans un échantillon et 1-10 $mg \cdot L^{-1}$ dans l'autre; enfin, 1-100 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le 4,6-dinitrophénol (Munro et coll. 1985).



2-Nitrophénol



2-Nitro-*p*-crésol



2,4,6-Trinitrophénol
(acide picrique)

Figure 6-5. Nitrophénols.

6.3.5.7.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les nitrophénols (figure 6-5), y compris les mono-, les di- et les trinitrophénols ainsi que les catéchols, ont en général une pression de vapeur faible et une solubilité élevée dans l'eau (voir le tableau 6-99) (U.S. EPA 1979; Verschueren 1983). Les nitrophénols existent en quantités appréciables sous forme ionique dans les eaux de surface naturelles (pK_a 4-7) (Pearce et Simpkins 1968).

On dispose de très peu de renseignements sur le devenir des nitrophénols dans le milieu aquatique. On n'a trouvé aucun mécanisme assurant le transport ou l'élimination des nitrophénols dans les eaux de surface, même si, dans certaines conditions, la photooxydation, la sorption et la biodégradation peuvent éliminer certains nitrophénols de la colonne d'eau (Pearce et Simpkins 1968).

En général, les valeurs calculées des coefficients de partage octanol/eau des nitrophénols sont assez faibles; ces substances ne seront donc pas sorbées de façon importante par les matières organiques présentes dans le milieu aquatique (Leo et coll. 1971). Le 4-nitrophénol est adsorbé fortement sur la montmorillonite d'où il se désorbe peu ou pas du tout (Saltzman et Yariv 1975). Le 2-nitrophénol semble être un floculant efficace pour les argiles et les sols en suspension aqueuse (Chang et Anderson 1968). Le TFM peut s'adsorber sur les sédiments en quantités proportionnelles à la teneur des sédiments en matières organiques (CNRC 1985).

Il existe peu de renseignements sur la photolyse des nitrophénols en solutions aqueuses diluées. Le 4-nitrophénol

Tableau 6-99. Propriétés physiques et chimiques de certains nitrophénols

Composé	Masse moléculaire	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C (kPa))	Pression de vapeur (kPa (°C))	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$ (°C))	Coefficient de partage octanol/eau (log P_{oe})[1]	Constante de l'acidité (pK_a)[2]
2-nitrophénol	139,11	45	214-217	2,7 (105)	$2,1 \times 10^3$ (20)	1,76	7,21
3-nitrophénol	"	96	194 (9)		$1,3 \times 10^4$ (25)		
4-nitrophénol	"	114	279 se décompose	0,3 (146)	$1,6 \times 10^4$ (25)	1,91	7,15
2,4-dinitrophénol	184,11	111 114			$5,6 \times 10^3$ (18)	1,53	4,09
2-nitro-*p*-crésol	153,13	36,5	125 (3,3)				
4,6-dinitro-*m*-crésol	198,13	85,8					
2,4,6-trinitrophénol	229,11	121,8	éclate >300 °C		$1,4 \times 10^4$ (20)	2,03	

[1] Leo et coll. 1971.
[2] Pearce et Simpkins 1968.

Sources: U.S. EPA 1979; Verschueren 1983.

(200 mg·L^{-1}) exposé à la lumière solaire était dégradé en 1-2 mois; les produits identifiés étaient l'hydroquinone et le 4-nitrocatéchol (Nakagawa et Grosby 1974). Il peut y avoir photoréduction du groupement nitro du nitrophénol: par exemple, en solution aqueuse contenant 10 % de méthanol, le groupement nitro du nitrofène (nictofène, oxyde de 4-nitrophényle et de 2,4-dichlorophényle) était réduit photochimiquement en groupements amino et azo (Nakagawa et Grosby 1974). On a évalué la demi-vie de photolyse du TFM dans les cours d'eau à 3,5 j au printemps, 3 j en été et 5 j en automne, en supposant des conditions ensoleillées et une profondeur de cours d'eau de 55 cm (CNRC 1985).

On ne prévoit pas que l'oxydation et l'hydrolyse soient des réactions importantes dans le milieu aquatique. De même, il est peu probable que les nitrophénols soient volatilisés en quantités importantes des eaux de surface (Pearce et Simpkins 1968).

Peu d'études ont été réalisées sur la biodégradation des nitrophénols par des communautés naturelles de microorganismes. En général, les nitrophénols semblent mieux résister à la dégradation que les autres phénols (voir la section 6.3.5.8). Cependant, les mononitrophénols peuvent être dégradés par un traitement aux boues activées. Les dinitrophénols sont plus résistants que les mononitrophénols (Pitter 1976). Seulement 10 % du 4,6-dinitro-*o*-crésol (207 mg·L^{-1}) étaient dégradés par des boues activées après une incubation de 48 h (Cabridenc 1966). Les microorganismes du sol, de l'eau et des boues étaient incapables d'utiliser le 4-nitrophénol comme seule source de carbone (Brebion et coll. 1967). Dans le cas du 3-nitrophénol et du 4-nitrophénol, il fallait des périodes de latence de 4 et 16 j respectivement avant qu'ils ne soient dégradés lentement en présence de communautés naturelles d'organismes du sol. Le 2-nitrophénol n'était pas dégradé après 64 j (Alexander et Lustigman 1966). Enfin, le TFM demeurait inchangé en présence de microorganismes en conditions aérobies pendant des périodes pouvant atteindre 80 j. En conditions anaérobies, la réduction microbienne du TFM en 3-trifluoro-4-aminophénol prenait 5-20 j (CNRC 1985). Comme les nitrophénols possèdent un coefficient de partage octanol/eau assez faible, on ne prévoit pas qu'ils soient bioaccumulés en quantité importante dans la plupart des organismes aquatiques (Pearce et Simpkins 1968). Chez la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) exposée pendant 28 j à du 1,4-dinitrophénol (~4 µg·L^{-1}), le facteur de bioconcentration était de 180. La demi-vie biologique était inférieure à 7 j (Call et coll. 1980). Le TFM s'accumule dans certains organismes aquatiques comme la lamproie de mer et les annélides; par contre, il est métabolisé et excrété rapidement par les invertébrés et les téléostéens (CNRC 1985).

6.3.5.7.5 Bibliographie

Alexander, M. et B.K. Lustigman. 1966. Effect of chemical structure on microbial degradation of substituted benzenes. J. Agric. Food Chem. 14: 410-413.

Brebion, G., R. Cabridenc et D. Huriet. 1967. Studying the biodegradation possibilities of industrial effluents. Application to the biodegradation of phenols. Rev. Inst. Fr. Pet.. Ann. Combust. Liq. 22: 1029-1052. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Burnham, A.K., G.V. Calder, J.S. Fritz, G.A. Junk, H.J. Svec et R. Willis. 1971. Identification and estimation of neutral organic contaminants in potable water. Anal. Chem. 44: 139-142. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

Cabridenc, R. 1966. Métabolisation du phénol et des produits phénoliques. *Dans* La Pollution des eaux. Conférence Arts Chimiques, Paris, 1965. p. 119. (Mentionnée dans Verschueren 1983.)

Call, D.J., L.T. Brooke et P.-Y. Lu. 1980. Uptake, elimination and metabolism of three phenols by fathead minnows. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9: 699-714.

Chang, C.W. et J.U. Anderson. 1968. Flocculation of clays and soils by organic compounds. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32: 23-27. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

CNRC. 1985. TFM and Bayer 73. Lampricides in the Aquatic Environment. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 22488. 184 pp.

CORPUS Information Services. 1985. Nitrophenols (*o*-nitrophenol, *m*-nitrophenol and *p*-nitrophenol). CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario. Prepared for Commercial Chemicals Branch, Environment Canada, Ottawa.

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada. 1985. Avis de la Gazette du Canada – Loi sur les contaminants de l'environnement. Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

Hoecker, J.E., P.R. Durkin, A. Hanchett, L.N. Davis et W.M. Meylan. 1977. Information Profiles on Potential Occupational Hazards. National Institute for Occupational Safety and Health, Cincinnati, Ohio. Rep. No. TR-77-565. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

Howard, P.H., J. Santodonato, J. Saxena, J. Malling et D. Greninger. 1976. Investigation of Selected Potential Environmental Contamination: Nitroaromatics. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 560/2-76/010.

Leo, A., C. Hansch et D. Elkins. 1971. Partition coefficients and their uses. Chem. Rev. 71: 525-616.

Matsuguma, H.J. 1967. Nitrophenols. *Dans* Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. Vol. 13. 2nd edition. E.A. Parolla, G.O. Schetty, F.L. Dankberg, J.J. Kerstein and L.L. Strauss (eds.). John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. p. 888.

Munro, J.R., M.G. Foster, T. Pawson, A. Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey, 1979-1980. Ontario Ministry of the Environment/Environnement Canada, Toronto/Ottawa (Ontario). 194 pp.

Nakagawa, M. et D.G. Grosby. 1974. Photodecomposition of nitrofen. J. Agric. Food Chem. 22: 849-853.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Pearce, P.J. et R.J.J. Simpkins. 1968. Acid strengths of some substituted picric acids. Can. J. Chem. 46: 241-248.

Pitter, P. 1976. Determination of biological degradability of organic substances. Water Res. 10: 231-235.

Saltzman, S. et S. Yariv. 1975. Infrared study of the sorption of phenol and *p*-nitrophenol by montmorillonite. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39: 474-479. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

U.S. EPA. 1979. 2-Nitrophenol. 4-Nitrophenol. 2,4-Dinitrophenol. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 88-1 à 88-9, 89-1 à 89-8, et 90-1 à 90-9.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Nitrophenols. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-063.

U.S. International Trade Commission. 1967-1973. Synthetic Organic Chemicals: U.S. Production and Sales. Washington, D.C. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)
Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.
Webb, R.G., A.W. Garrison, L.H. Keith et J.M. McGuire. 1973. Current Practices in GC-MS Analysis of Organics in Water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-R2-73-277.

6.3.5.8 Phénols et diphénols

6.3.5.8.1 Utilisations et production

Les phénols et les substances phénoliques sont des composés aromatiques hydroxylés que l'on peut classer en monophénols (p. ex. phénol, crésols, xylénols), en diphénols (p. ex. catéchols, résorcinols), ou en polyphénols, selon le nombre de groupements hydroxyles sur le cycle benzénique (McNeely et coll. 1980). Les déchets phénoliques peuvent être constitués de mono-, de di- et de polyphénols, ainsi que d'aldéhydes, de cétones, d'alcools, d'acides organiques, de gaz tels l'ammoniac et le bioxyde de carbone, et souvent, de cyanure, tous en proportions variables (Alabaster et Lloyd 1982).

Les composés phénoliques sont utilisés comme désinfectants d'usage général, biocides, agents de préservation, colorants, pesticides, produits chimiques organiques à usage médical et industriel. Dans l'industrie du plastique, le phénol sert à la fabrication de résine phénolformaldéhyde. Le phénol est aussi utilisé dans divers produits de consommation comme les désinfectants ménagers et les préparations à usage médical (CORPUS Information Services 1984).

Au Canada, il n'y a qu'un seul producteur de phénols et celui-ci est situé au Québec. Le tableau 6-100 présente des données sur la production, les importations et la consommation de phénol et de nonylphénol (qui est actuellement produit en Ontario) ainsi que sur les importations d'autres composés phénoliques. Les deux composés précités ne sont pas exportés, car la production correspond à la quantité consommée au pays. Au Canada, environ 57 000 t de résines phénoliques ont servi, en 1984, à fabriquer des plastiques et des produits chimiques et pharmaceutiques (CORPUS Information Services 1984).

6.3.5.8.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Il peut y avoir des composés phénoliques d'origine naturelle dans l'environnement aquatique, car beaucoup de phénols sont des produits de décomposition des plantes aquatiques et des végétaux. Les principales sources ponctuelles de phénols d'origine anthropique dans les systèmes aquatiques sont les effluents industriels et les eaux d'égout domestiques. Il se peut que des composés phénoliques soient libérés lors de la distillation du charbon et du bois et du raffinage de pétrole, avec les effluents des usines de produits chimiques et des usines de pâtes et papiers, avec les déchets des bains parasiticides pour bétail et avec les déchets animaux et humains, ainsi qu'à la suite de l'hydrolyse, de l'oxydation chimique et de la dégradation microbienne de pesticides phénoliques (McNeely et coll. 1980).

On a trouvé du phénol dans deux des huit échantillons prélevés dans les effluents finals rejetés dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario), par diverses industries et usines d'épuration urbaines; les concentrations n'ont cependant pas été déterminées (Environnement Canada 1984). A Cornwall, l'apport brut en phénol des 14 exutoires a été évalué à plus de 24,2 $kg \cdot j^{-1}$. Au cours d'une étude effectuée en 1979-1980 et portant sur les effluents finals d'usines pétrochimiques, des concentrations de phénol variant de 1 à 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ ont été décelées dans trois échantillons (Munro et coll. 1985). L'apport global de phénols dans la rivière Niagara et ses tributaires par les industries et les municipalités ontariennes a été évalué à moins de 1,343 $kg \cdot j^{-1}$ (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

Tableau 6-100. Production, consommation et importations de phénol et de nonylphénol et importations d'autres substances phénoliques au Canada

Composé	Année	Quantité (t)		
		Production	Consommation	Importations
Phénol	1983	34 000	57 000	22 600
	1984	25 500	59 500	34 000
o-Crésol	1981			349
	1982			17
m-Crésol	1981			6
	1982			7
p-Crésol	1981			212
	1982			38
Xylénol et isomères	1981			62
	1982			2
Pyrocatéchol	1982			1
Butylcatéchol	1981			225
	1982			56
Hydroquinone (quinol)	1981			120
	1982			63
Résorcinol	1981			565
	1982			346
Résines phénoliques	1982			6 670
	1983			8 160

Sources: Statistique Canada 1983; CORPUS Information Services 1984.

6 3.5.8.3 Concentrations dans l'environnement

La plupart des sources naturelles ne libèrent que des traces de substances phénoliques dans l'eau. Les concentrations de phénol dans les eaux de surface canadiennes sont en général

Tableau 6-101. Concentrations des substances phénoliques dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	ND[1]-83	46	Avant 1980
	ND[2]-28	417	Avant 1980
Ouest	2[3]-250	1364	Avant 1980
	1[2]-38	1761	1980-1985
Centre	ND[2]-94	160	1980-1985
	ND-10 000	2227	Avant 1980
Atlantique	5[3]-70	80	1980-1985

[1] ND = non décelable.
[2] Limite de détection = 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (substances phénoliques déterminées par colorimétrie avec le 4-aminoantipyrine).
[3] Limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (substances phénoliques déterminées par colorimétrie avec le 4-aminoantipyrine).

Source: NAQUADAT 1985.

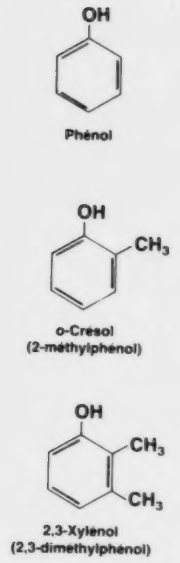


Figure 6-6. Monophénols.

inférieures à 2 $\mu g \cdot L^{-1}$. On trouve des concentrations plus élevées dans les zones où les industries rejettent leurs effluents. Par exemple, en 1976, des concentrations atteignant 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ ont été signalées dans la rivière Sainte-Marie près de l'exutoire de l'Algoma Steel. Des données recueillies en 1974 à divers endroits en aval des principales usines de pâtes et papiers du nord de l'Ontario faisaient état de concentrations de phénol atteignant 1,05 $mg \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982). Des concentrations de phénol variant de 0,001 $mg \cdot L^{-1}$ à 10 $mg \cdot L^{-1}$ ont été décelées dans cinq échantillons prélevés dans la rivière Sainte-Claire (Munro et coll. 1985). On a décelé du phénol (0,001 $mg \cdot L^{-1}$) dans 9 % des échantillons prélevés dans le cours supérieur de la rivière Niagara en 1979, mais les concentrations réelles n'ont pas été déterminées (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981). Le tableau 6-101 donne les concentrations de substances phénoliques dans les eaux de surface au Canada.

On a dosé les substances phénoliques dans des échantillons d'eau prélevés à l'Ile-du-Prince-Edouard en 1983 et en 1984 dans trois puits forés et en 1984 dans deux puits d'observation. Une concentration de moins de 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ a été signalée pour huit échantillons prélevés dans les puits forés ainsi que pour les deux échantillons prélevés dans les puits d'observation (NAQUADAT 1985).

6.3.5.8.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

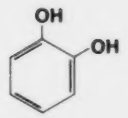
Les monophénols (figure 6-6), comme le phénol, le *o*-, le *m*- et le *p*-crésol et les xylénols (2,3-, 2,4-, 2,5-, 2,6-, 3,4- et 3,5-xylénol), ont tous une pression de vapeur assez faible et une solubilité élevée dans l'eau (voir le tableau 6-102) (U.S. EPA 1979; Verschueren 1983; Windholtz et coll. 1983). La plupart des renseignements sur la dynamique des phénols dans l'environnement aquatique concernent le phénol lui-même; on dispose de peu sinon d'aucun renseignement sur les autres monophénols (Alabaster et Lloyd 1982; Verschueren 1983; Windholtz et coll. 1983). On sait que les diphénols (figure 6-7), comme les dérivés du catéchol, du résorcinol et du quinol (hydroquinone), sont solubles dans l'eau et ont une faible pression de vapeur (voir le tableau 6-102) (Verschueren 1983; Windholtz et coll. 1983).

Tableau 6-102. Propriétés physiques et chimiques de certains monophénols et diphénols

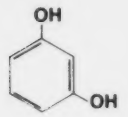
Composé	Masse moléculaire	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Pression de vapeur (kPa (°C))	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$ (°C))	Coefficient de partage octanol/eau (log P_{oe})
Monophénols						
Phénol	94,11	41	182,0	$2,7 \times 10^{-2}$ (20)	$8,2 \times 10^{4}$	1,46
o-Crésol	108,13	31	191	$3,2 \times 10^{-3}$ (25)	$3,1 \times 10^{4}$ (40)	
m-Crésol	"	12	202	$5,3 \times 10^{-3}$ (20)	$2,4 \times 10^{4}$ (20)	
p-Crésol	"	34,8	202	$5,3 \times 10^{-3}$ (20)	$2,4 \times 10^{4}$ (40)	1,92-1,94
2,3-Xylénol	122,17	73-75	217			
2,4-Xylénol	"	26	211,5	$8,3 \times 10^{-3}$ (20)[1]	$1,7 \times 10^{5}$ (160)[1]	2,50[1]
2,5-Xylénol	"	71-73	212			
2,6-Xylénol	"	44-46	203			2,36
3,4-Xylénol	"	65	225			
3,5-Xylénol	"	68	219			2,35
Diphénols						
Catéchol	110,11	105	240 (se décompose)		$4,5 \times 10^{5}$ (20)	0,18-1,01
Résorcinol	"	276-280		$6,7 \times 10^{-1}$ (138)	$8,4 \times 10^{5}$ (0)	0,77-0,80
Quinol (hydroquinone)	"	172	218,2	$5,3 \times 10^{-1}$ (150)	$5,9 \times 10^{5}$ (15)	0,50-0,59

[1] U.S. EPA 1979.

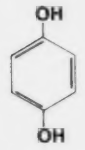
Sources: Verschueren 1983; Windholtz et coll. 1983.



Catéchol
(1,2-dihydroxybenzène)



Résorcinol
(1,3-dihydroxybenzène)



Quinol
(hydroquinone)

Figure 6-7. Diphénols.

Dans l'environnement aquatique, les phénols sont probablement éliminés par photooxydation, oxydation et dégradation microbienne. La prédominance de l'un ou l'autre de ces mécanismes d'élimination est déterminée par les conditions particulières prévalant dans chaque système (U.S. EPA 1979).

Le phénol sert souvent de modèle pour les monophénols; la plupart des renseignements disponibles applicables à l'environnement concernent donc ce composé (U.S. EPA 1976). Dans les eaux de surface, le phénol existe surtout sous forme non ionisée (pK_a = 10,02) (Herington et Kynaston 1957). Toutefois, la coordination avec des cations métalliques divalents et trivalents en solution ou en suspension peut augmenter sensiblement la proportion de l'espèce ionisée et entraîner une augmentation de la solubilité (U.S. EPA 1979).

La sorption semble jouer un rôle assez mineur dans l'élimination du phénol de l'eau. Comme les autres monophénols, le phénol a un faible coefficient de partage octanol/eau; on ne prévoit donc pas qu'il soit sorbé sur les sédiments riches en matières organiques. On a signalé que le phénol était facilement désorbé des surfaces argileuses (Saltzman et Yariv 1975) et qu'il était inefficace comme agent floculant pour les argiles et les sols (Chang et Anderson 1968).

En présence de complexes de coordination ou de complexes de transfert de charge, la photolyse du phénol est possible avec production d'hydroquinone (quinol) (Perelshtein et Kaplan 1968; Kinney et Ivanuski 1969). Il est possible de dégrader l'*o*-crésol par irradiation dans le visible en présence d'un photosensibilisateur (Moussavi 1979). De plus, il est possible de photolyser le quinol par irradiation dans l'ultraviolet (Visser et coll. 1977). L'auto-oxydation de plusieurs monophénols et diphénols a été étudiée à 25 °C en milieu légèrement alcalin, soit à pH 7-9 (Moussavi 1979). La demi-vie d'oxydation du phénol passait de 26 j à pH 7 à 12 j à pH 9. L'*o*-crésol était très résistant, ayant une demi-vie de 462 j à pH 9. La demi-vie d'oxydation du catéchol dans l'intervalle de pH 7-9 était de 17-19 j; par contre, la demi-vie d'oxydation du quinol était inférieure à 1 h à pH 9, mais de 5 j à pH 7. La demi-vie d'auto-oxydation du résorcinol à pH 9 était de 67 j (Moussavi 1979).

Comme les phénols sont relativement solubles dans l'eau et qu'ils ont une faible pression de vapeur, on ne prévoit pas que la volatilisation soit un processus d'élimination important. Il est probable que tout phénol volatilisé sera rapidement photooxydé dans l'atmosphère (U.S. EPA 1979).

Il semble que le principal processus biotique d'élimination du phénol de l'eau soit la dégradation microbienne. Plusieurs études de laboratoire ont montré qu'un certain nombre de microorganismes isolés et adaptés pouvaient se servir de phénol comme seule source de carbone (U.S. EPA 1979). De plus, on possède de la documentation sur la dégradation du phénol dans les eaux naturelles: par exemple, au cours d'une étude *in vitro* sur la capacité de dégradation des bactéries dans les eaux fluviales, une concentration initiale de phénol de 0,1 $mg \cdot L^{-1}$ était éliminée à une vitesse de 0,03 $mg \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$. Comparativement, la vitesse d'élimination du phénol dans des échantillons stérilisés était de moins de 1 $\mu g \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$ (Visser et coll. 1977). Les bactéries ne sont pas les seuls organismes capables de dégrader le phénol en milieu aquatique: par exemple, le poisson doré (*Carassius auratus*) transforme le phénol en sulfate de phénol qu'il élimine rapidement par excrétion biliaire (Kobayashi et coll. 1976). D'autres monophénols et diphénols sont rapidement dégradés par des boues activées (Bunch et Chamber 1967; Bridié 1969) et par la microflore du sol (Alexander et Lustigman 1966) avec des demi-vies de <1-8 j. Comme ces composés ont un faible coefficient de partage octanol/eau (voir le tableau 6-102), on ne prévoit pas que la bioaccumulation soit importante (Verschueren 1983; Windholtz et coll. 1983). Il semble aussi que les phénols soient rapidement éliminés: par exemple, on a trouvé que la demi-vie de dépuration du diméthylphénol était d'environ 1 j chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Barrows et coll. 1980). La demi-vie d'élimination du *p*-hexyl- et du *p*-nonylphénol chez le saumon atlantique (*Salmo salar*) est d'environ 1 j (McLeese et coll. 1981). Chez le même poisson, la demi-vie d'élimination du *p*-*sec*-butylphénol était inférieure à 4 j (McLeese et coll. 1981).

6.3.5.8.5 Bibliographie

Alabaster, J.S. et R. Lloyd. 1982. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 2nd edition. Butterworth Scientific, London. 361 pp.

Alexander, M. et B.K. Lustigman. 1966. Effect of chemical structure on microbial degradation of substituted benzenes. J. Agric. Food Chem. 14: 410-413.

Barrows, M.E., S.R. Petrocelli, K.J. Macek et J.J. Caroll. 1980. Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. R. Haque (ed.). Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 379-392.

Bridié, A.L.A.M. 1969. Determination of biochemical oxygen demand with continuous recording of oxygen uptake. Water Res. 3: 157-165.

Bunch, R.L. et C.W. Chamber. 1967. A biodegradability test for organic compounds. J. Water Pollut. Control Fed. 39: 181-187.

Chang, C.W. et J.U. Anderson. 1968. Flocculation of clays and soils by organic compounds. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 32: 23-27.
CORPUS Information Services. 1984. Phenol (carbolic acid). Phenolic resins. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.
Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution. Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).
Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Canada-Ontario Review Board, Ottawa.
Herington, E.F.G. et W. Kynaston. 1957. The ultraviolet absorption spectra and dissociation constants of certain phenols in aqueous solution. Trans. Faraday Soc. 53: 138-142. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)
Kinney, L.C. et V.R. Ivanuski. 1969. Photolysis Mechanisms for Pollution Abatement. Prepared in cooperation with Robert A. Taft Water Research Center, Cincinnati, Ohio. U.S. Environmental Protection Agency. Rep. No. TWRC-AWTRL-13. 41 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)
Kobayashi, K., H. Akitake et S. Kimura. 1976. Studies on the metabolism of chlorophenols in fish. VI. Turnover of absorbed phenol in goldfish. Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish. 42: 45-50. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)
McLeese, D.W., V. Zitko, D.B. Sergeant, L. Burridge et C.D. Metcalfe. 1981. Lethality and accumulation of alkylphenols in aquatic fauna. Chemosphere 10: 723-730.
McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Composés phénoliques. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 22-23.
Moussavi, M. 1979. Effect of polar substituents on autoxidation of phenols. Water Res. 13: 1125-1128.
Munro, J.R., M.G. Foster, T. Pawson, A. Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey, 1979-1980. Ontario Ministry of the Environment/Environnement Canada, Toronto/Ottawa (Ontario). 194 pp.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Perelshtein, E.I. et V.T. Kaplan. 1968. Mechanism of the self-purification of inland surface water by the removal of phenol compounds. II. Effect of natural UV rays on aqueous solutions of phenol compounds. Gidrokhim. Mater. 48: 139-144. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)
Saltzman, S. et S. Yariv. 1975. Infrared study of the sorption of phenol and *p*-nitrophenol by montmorillonite. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39: 474-479.
Santé et Bien-être social Canada. 1982. Phénols. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 471-486.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
U.S. EPA. 1976. Quality Criteria for Water. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/9-76/023. pp. 183-185.
U.S. EPA. 1979. Phenol. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 83-1 à 83-11.
Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.
Visser, S.A., G. Lamontagne, V. Zoulalian et A. Tessier. 1977. Bacteria active in the degradation of phenols in polluted waters of the St. Lawrence River. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 6: 455-469.
Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. 10th edition. Merck and Co., Inc., Rahway, New Jersey.

6.3.5.9 Styrène

6.3.5.9.1 Utilisations et production

Le styrène sert à la fabrication de résines et de plastiques polystyrène, d'isolants, de caoutchouc styrène-butadiène et de revêtements protecteurs (Verschueren 1983). Environ 87 % du styrène consommé aux Etats-Unis en 1976 a servi à la production de plastiques et de résines, 11 % à la fabrication de caoutchouc styrène-butadiène et 2 % à diverses applications (NAS 1980).

Le styrène est préparé à partir de l'éthylbenzène (NAS 1980). On en produit actuellement à Sarnia (Ontario) et, depuis 1984, à Scotford (Alberta). Le tableau 6-103 donne la production, les importations, la consommation et les exportations de styrène et de trois composés du styrène.

6.3.5.9.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le styrène peut pénétrer dans le milieu aquatique lorsqu'il est fabriqué, utilisé et éliminé. Bien que l'on possède peu de données quantitatives sur ces composés, on a identifié des alkylbenzènes, pouvant inclure le styrène et ses dérivés, dans certains effluents industriels. Aux Etats-Unis, on a trouvé du styrène dans des effluents de raffineries de pétrole

Tableau 6-103. Production, consommation, importations et exportations de styrène et de trois composés de styrène au Canada

Composé	Année	Quantité (kt)			
		Production	Consommation	Importations	Exportations
Styrène	1983	306,5	216,5		90,0
	1984	350	233		117
Polystyrène	1983	135	136,9	31,1	21,2
	1984	141	144,4	30	26,6
Structures de	1983	42,3	42	18,3	20
styrène-butadiène	1984	44	43,8	15	15
Caoutchouc	1983	94,5	80,3	24,7	16
styrène-butadiène	1984	90	85,4	18	22,5

Source: CORPUS Information Services 1984.

(31 $\mu g \cdot L^{-1}$) et dans ceux d'usines de produits chimiques (30 $\mu g \cdot L^{-1}$), de caoutchouc (2,6-3 $\mu g \cdot L^{-1}$) et de textiles (Shackelford et Keith 1976). Le styrène peut pénétrer dans l'environnement atmosphérique par évaporation et combustion. Au cours d'une étude en laboratoire sur la dégradation thermique du polystyrène, on a trouvé qu'environ 5-6 % (en poids) du produit de départ se décomposait en styrène qui était ensuite libéré sous forme de gaz et de particules (Pfaffli et coll. 1978). On prévoit que le styrène, une fois rendu dans l'atmosphère, sera rapidement photooxydé (voir la section 6.3.5.9.4). Certains styrènes peuvent pénétrer dans l'eau et le sol avec les produits rejetés dans les décharges et les dépotoirs chimiques, bien que l'on ne dispose d'aucune donnée quantitative à ce sujet (NAS 1980). En 1985, on a décelé 500 $\mu g \cdot L^{-1}$ de styrène (limite de détection = 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans l'effluent final d'une usine canadienne de produits chimiques (Sigma Resource Consultants Ltd. 1985). Une étude effectuée en 1977 dans la région de Sarnia (rivière Sainte-Claire) sur des exutoires industriels, a révélé que, parmi les nombreux échantillons prélevés à 26 stations, un seul contenait du styrène, à une concentration de 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Duholke et Meresz 1977).

6.3.5.9.3 Concentrations dans l'environnement

On a décelé du styrène dans l'approvisionnement en eau de la ville de Cleveland et dans une conduite d'évacuation dans la rivière Sainte-Claire (CMI 1981). On a trouvé des résidus de chlorostyrène dans les poissons et les eaux des Grands lacs. On a trouvé des résidus d'octachlorostyrène dans 13 des 17 échantillons de poissons prélevés dans les lacs Huron, Erié, Ontario et Sainte-Claire, en concentrations variant de 2,0 $ng \cdot g^{-1}$ (poisson entier, poids humide) dans la baie Saginaw sur le lac Huron, à 405 $ng \cdot g^{-1}$ dans le grand brochet de la rivière Ashtabula (Ohio), à l'endroit où celle-ci se jette dans le lac Erié. L'octachlorostyrène n'est pas un produit commercial, mais il peut se former par réaction à haute température entre le carbone et le chlore (Kuehl et coll. 1981). Une étude effectuée en 1978 faisait état de concentrations de styrène de 0,13-80 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans les eaux de surface et de 0,01-0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans de l'eau du robinet aux Etats-Unis (Waggot et Wheatland 1978). Les résultats des échantillonnages relatifs au styrène ne sont pas signalés dans la base de données NAQUADAT (1985).

6.3.5.9.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le styrène (éthénylbenzène, vinylbenzène) (figure 6-8) est un liquide inodore ayant une masse moléculaire de 104,14; il possède un point d'ébullition de 145,2 °C à 101 kPa, une pression de vapeur de 70 Pa à 20 °C, une solubilité dans l'eau de 280 $mg \cdot L^{-1}$ à 15 °C et une valeur calculée de 2,95 pour le logarithme du coefficient de partage octanol/eau (NAS 1980; OMS 1983; Verschueren 1983).

On dispose de très peu de renseignements sur le devenir du styrène (ou des chlorostyrènes) dans l'environnement aquatique (NAS 1980).

Il peut y avoir sorption d'une certaine quantité de styrène sur la matière organique dans le milieu aquatique. D'après les

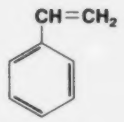


Figure 6-8. Styrène.

renseignements obtenus pour d'autres alkylbenzènes comme le toluène (voir la section 6.3.5.10) et l'éthylbenzène (voir la section 6.3.5.5), on ne prévoit pas que l'oxydation, la dégradation microbienne et la bioaccumulation soient importantes. Comme ce composé a une demi-vie de 10^7 j à pH 5, l'hydrolyse ne devrait pas constituer un mécanisme important dans le milieu aquatique (Wolfe 1980).

Comme les autres alkylbenzènes de faible masse moléculaire, le styrène devrait se volatiliser rapidement des eaux de surface. Pour l'éthylbenzène, un alkylbenzène analogue, on a trouvé une demi-vie de volatilisation de 5-6 h (voir la section 6.3.5.5) (Mackay et Leinonen 1975). Une fois dans l'atmosphère, le styrène est dégradé par des réactions radicalaires en chaîne faisant intervenir le radical hydroxyle. De plus, contrairement aux alkylbenzènes, dont les chaînes latérales sont saturées, le styrène réagit rapidement avec l'ozone. On ne dispose d'aucune donnée sur la demi-vie du styrène, mais celles de l'éthylbenzène et du *n*-propylbenzène dans l'atmosphère ont été évaluées à 50 h. On prévoit que la demi-vie du styrène sera plus courte (NAS 1980).

6.3.5.9.5 Bibliographie

CMI. 1981. Annual Report. Committee on the Assessment of Human Health Effects of Great Lakes Water Quality. Report to the Great Lakes Water Quality Board/Great Lakes Science Advisory Board, Commission mixte internationale, novembre. 142 pp.

CORPUS Information Services. 1984. Styrene. Styrene-butadiene latices. Styrene-butadiene rubber. Polystyrene. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Duholke, W.K. et O. Meresz. 1977. Organic Compounds of Industrial Origin in the St. Clair River. Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. Rep. No. OTC/MS-7507.

Kuehl, D.W., K.L. Johnson, B.C. Butterworth, E.N. Leonard et G.D. Veith. 1981. Quantification of octachlorostyrene and related compounds in Great Lakes fish by gas chromatography-mass spectrometry. J. Great Lakes Res. 7: 330-335.

Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9: 1178-1180.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1980. The Alkyl Benzenes. Committee on Alkyl Benzene Derivatives. National Academy Press, U.S. National Academy of Sciences, Washington, D.C.

OMS. 1983. Styrène. Critère 26 d'hygiène de l'environnement. Organisation mondiale de la santé, Genève.

Pfaffli, P., A. Zitting et H. Vainio. 1978. Thermal degradation products of homopolymer polystyrene in air. Scand. J. Work Environ. 4 (Suppl. 2): 22-27.

Shackelford, W.M. et L.H. Keith. 1976. Frequency of Organic Compounds Identified in Water. Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. EPA-600/4-76-062. (Mentionnée dans NAS 1980.)

Sigma Resource Consultants Ltd. 1985. Study of the Characterization of Wastes and Discharges from Selected Organic Chemical Plants. Draft report. Rapport effectué à contrat pour le compte du Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

Waggot, S. et H. Wheatland. 1978. Contribution of Different Sources to Contamination of Surface Waters with Specific Persistent Organic Pollutants. *Dans* 2nd Int. Symp. Aquatic Pollutants: Transformation and Biological Effects, Sept. 1977, Amsterdam, The Netherlands. Pergamon Press, New York. pp. 141-168.

Wolfe, N.E. 1980. Determining the role of hydrolysis in the fate of organics in natural waters. *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. R. Haque (ed.). Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 163-178.

6.3.5.10 Toluène

6.3.5.10.1 Utilisations et production

Le toluène (toluol, méthylbenzène, phénylméthane) sert à la production de benzène, d'acide benzoïque, de phénol, de trinitrotoluène, de peintures-laque, de solutions résiniques et de diluants pour peintures-laque; c'est une composante de l'essence et il sert de solvant dans les préparations de ciments au caoutchouc, de peintures, d'encres et de pesticides (Environnement Canada 1984a). En 1982, 39 % du toluène au Canada était utilisé comme solvant, tandis que 25 % servait pour la production de benzène et 22 % pour la production d'acide benzoïque/phénol (Environnement Canada 1984a).

Au Canada, le reformage catalytique des fractions pétrolières riches en naphtène est le principal mode de production du toluène qui, généralement, est produit en même temps que le benzène et les xylènes. Actuellement, le toluène d'origine canadienne est produit au Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique. En 1982, 470×10^3 t étaient produites au pays et $1{,}1 \times 10^3$ t étaient importées (Environnement Canada 1984a). Le tableau 6-104 donne la production, les importations, la consommation et les exportations de toluène au Canada.

6.3.5.10.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le toluène rejeté dans le milieu aquatique provient, entre autres, des effluents industriels, des déversements, des rejets de pétrole et d'essence par les bateaux, des effluents des usines d'épuration des eaux d'égout, du ruissellement agricole, des déchets enfouis et des retombées atmosphériques (U.S. EPA 1980).

Tableau 6-104. Production, consommation, importations et exportations de toluène au Canada

	Quantité (kt)	
Paramètre	1983	1984
Production	410,6	430,5
Consommation	156,0	186,0
Importations	3,5	1,5
Exportations	238,0	246,0

Source: CORPUS Information Services 1985.

On a décelé 3,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ de toluène (limite de détection = 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans l'effluent total d'une usine canadienne de produits chimiques organiques (Sigma Resource Consultants Ltd. 1985). D'après les résultats du dosage de 37 échantillons prélevés en 1979 et 1980, les effluents rejetés dans la rivière Sainte-Claire par quatre usines de produits chimiques organiques renfermaient 1-100 $\mu g \cdot L^{-1}$ de toluène (Munro et coll. 1985). Des évaluations chiffrent à moins de 0,485 $kg \cdot j^{-1}$ l'apport total de contaminants traces rejetés dans la rivière Niagara et ses tributaires par des industries et des municipalités ontariennes (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

En 1980, un relevé des constituants des effluents industriels et urbains de Cornwall (Ontario), signalait des concentrations de toluène allant de traces (<1-5 $\mu g \cdot L^{-1}$) à 41,3 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans 38 des 45 échantillons dosés. La teneur en toluène d'un échantillon prélevé dans un égout pluvial était de 678 $\mu g \cdot L^{-1}$. On a évalué à 2,29 $kg \cdot j^{-1}$ l'apport total de toluène rejeté par 14 exutoires industriels et urbains dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario) (Environnement Canada 1984b).

Aux Etats-Unis, on a évalué à 691 800 t la quantité de toluène rejetée chaque année dans l'environnement. Les émissions atmosphériques constituaient 99,3 % (686 360 t) de tout le toluène rejeté, et les eaux usées renfermaient le reste, soit 0,7 % (4840 kg) (U.S. EPA 1980).

6.3.5.10.3 Concentrations dans l'environnement

Le tableau 6-105 donne les concentrations de toluène décelées dans les eaux de surface à l'entrée des usines d'épuration des municipalités situées sur le cours supérieur de la rivière Niagara lors d'études effectuées en 1979 et en 1980. On a décelé des traces (<1-5 $\mu g \cdot L^{-1}$) de toluène dans trois des neuf échantillons prélevés en 1980 dans les eaux de surface du fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario). Un échantillon d'eau potable prélevé à Cornwall en 1980 contenait des traces (<1-5 $\mu g \cdot L^{-1}$) de toluène (Environnement Canada 1984b). Les résultats des échantillonnages relatifs au toluène ne sont pas signalés dans la base de données NAQUADAT (1985).

Aux Etats-Unis, on a décelé des concentrations de toluène inférieures à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans 14 des 17 réseaux d'approvisionnement en eau qui ont été échantillonnés. Les concentrations de toluène dans un échantillon d'eau brute et dans 3 des 11 échantillons d'eaux traitées prélevés aux Etats-Unis variaient de 0,5 à 17 $\mu g \cdot L^{-1}$ (NAS 1980). Des traces (<1,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) de toluène ont été décelées dans les eaux des Grands lacs, alors que les concentrations dans la rivière Niagara atteignaient parfois 58 $\mu g \cdot L^{-1}$ (CMI 1981). Les concentrations de benzaldéhyde et d'acide benzoïque, deux métabolites du toluène, atteignaient parfois 19 $mg \cdot L^{-1}$ dans les eaux traitées (U.S. EPA 1980).

6.3.5.10.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le toluène (figure 6-9) est un liquide incolore et volatil ayant une solubilité dans l'eau de $534{,}8 \pm 9$ $mg \cdot L^{-1}$ à 25 °C (Sutton et Calder 1975) et une pression de vapeur de 4,0 kPa à 26 °C (Weast 1977). Il existe peu de renseignements sur le devenir

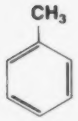


Figure 6-9. Toluène.

du toluène dans le milieu aquatique. Tout comme les autres hydrocarbures aromatiques à faible masse moléculaire (p. ex. le benzène), le principal mécanisme d'élimination du toluène est la volatilisation, puis l'oxydation dans l'atmosphère (U.S. EPA 1979).

On ne possède aucun renseignement spécifique sur la sorption du toluène dans l'environnement; on prévoit cependant qu'il sera partiellement adsorbé sur les sédiments riches en matières organiques (U.S. EPA 1979) (log P_{oe} = 2,69; Tute 1971).

On ne prévoit pas que le toluène sera oxydé en milieu aqueux. De plus, l'hydrolyse ne contribue probablement pas à l'élimination du toluène de la colonne d'eau (U.S. EPA 1979).

On a évalué à environ 5 h la demi-vie de volatilisation du toluène d'une colonne d'eau d'une profondeur de 1 m (Mackay et Leinonen 1975). D'après les résultats obtenus au cours d'études réalisées dans une enceinte à brouillard (Altshuller et coll. 1962; Laity et coll. 1973), la demi-vie du toluène dans l'atmosphère est d'environ 15 h (U.S. EPA 1979).

Plusieurs espèces de bactéries isolées du sol peuvent croître en laboratoire en se servant du toluène comme seule source de carbone (Claus et Walker 1964; Gibson et coll. 1966). Par contre, on possède peu de renseignements sur la biodégradation de ce produit dans les systèmes naturels (U.S. EPA 1979). Le toluène, dont le log du coefficient de partage octanol/eau est de 2,69 (Tute 1971), peut être accumulé dans une certaine mesure en conditions d'exposition continue. Au cours d'une étude, le toluène était rapidement assimilé par le hareng du Pacifique (*Ciupea harengus pallasi*), la concentration tissulaire devenant maximale en 24 h. La vésicule biliaire renfermait la concentration tissulaire la plus élevée, qui correspondait à un facteur de concentration de 240. Cependant, la dépuration était rapide et il ne restait aucune quantité décelable de toluène dans la plupart des tissus (sauf la vésicule biliaire, l'intestin et les caecums pyloriques) de 1 à 2 j après la fin de l'exposition (Korn et coll. 1977). Des anguilles (*Anguilla japonica*) élevées dans de l'eau de mer contenant du pétrole brut en suspension (50 $mg \cdot L^{-1}$) accumulaient le toluène (facteur de concentration = 13,2 après 10 j). Après transvasement dans de l'eau de mer pure, la demi-vie d'épuration était de 1,4 j (Ogata et Miyake 1979).

6.3.5.10.5 Bibliographie

Altshuller, A.P., I.R. Cohen, S.F. Sleva et S.L. Kopczynski. 1962. Air pollution: photooxidation of aromatic hydrocarbons. Science 138: 442-443.

Claus, D. et N. Walker. 1964. The decomposition of toluene by soil bacteria. J. Gen. Microbiol. 36: 107-122.

CMI. 1981. Annual Report. Committee on the Assessment of Human Health Effects of Great Lakes Water Quality. Report to the Great Lakes Water Quality Board/Great Lakes Science Advisory Board, Commission mixte internationale, novembre. 142 pp.

CORPUS Information Services. 1985. Toluene. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Environnement Canada. 1984a. Le toluène. Collection Enviroguide. Direction des services techniques, Direction générale des programmes de protection de l'environnement, Service de la protection de l'environnement, Ottawa. 89 pp.

Environnement Canada. 1984b. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'Environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Canada-Ontario Review Board, Ottawa.

Gibson, D.T., J.R. Koch et R.E. Kallio. 1966. Oxidative degradation of aromatic hydrocarbons by microorganisms. Enzymatic formation of catechol from benzene. Biochemistry 7: 2653-2662. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Korn, S., N. Hirsch et J.W. Struhsaker. 1977. The uptake, distribution and depuration of ^{14}C-benzene and ^{14}C-toluene in Pacific herring, *Clupea harengus pallasi*. U.S. Natl. Mar. Fish. Serv., Fish. Bull. 75: 633-636.

Tableau 6-105. Concentrations de toluène dans les eaux de surface prélevées à quatre endroits dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980.

Point d'échantillonnage	Année	Nombre d'échantillons	Nombre d'échantillons présentant une concentration décelable	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)
Niagara-on-the-Lake	1979	9	3	ND[1]-0,049
	1980	14	5	ND-0,3
Niagara Falls	1979	9	7	ND-0,3
	1980	13	7	ND-0,1
Fort Erié	1979	9	4	ND-2,9
	1980	13	6	ND-0,1
St. Catharines	1980	8	3	ND-0,1

[1] ND = non décelable (la limite de détection n'est pas précisée, mais, en général, elle est de 0,2-0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$).

Source: Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981.

Laity, J.L., I.G. Burstain et B.R. Appel. 1973. Photochemical smog and the atmospheric reactions of solvents. *Dans* Solvents, Theory and Practice. R.W. Tess (ed.). Adv. Chem. Ser. No. 124. pp. 95-112. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9: 1178-1180.

Munro, J.R., M.G. Foster, T. Pawson, A Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey 1979-1980. Ontario Ministry of the Environment/Environnement Canada, Toronto/Ottawa (Ontario). 194 pp.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1980. The Alkyl Benzenes. Committee on Alkyl Benzene Derivatives. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.

Ogata, M. et Y. Miyake. 1979. Disappearance of aromatic hydrocarbons and organic sulfur compounds from fish flesh reared in crude oil suspension. Water Res. 13: 75-78.

Sigma Resource Consultants Ltd. 1985. Study of the Characterization of Wastes and Discharges from Selected Organic Chemical Plants. Draft report. Rapport effectué à contrat pour le compte du Service de la protection de l'Environnement, Environnement Canada, Ottawa.

Sutton, C. et J.A. Calder. 1975. Solubility of alkylbenzenes in distilled water and sea water at 25°C. J. Chem. Eng. Data 20: 320-322.

Tute, M.S. 1971. Principles and practice of Hansch analysis: a guide to structure-activity correlation for the medicinal chemist. Adv. Drug Res. 5: 1-77.

U.S. EPA. 1979. Toluene. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 80-1 à 80-7.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Toluene. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-075.

Weast, R.C. (ed.). 1977. CRC Handbook of Chemistry and Physics. CRC Press, Inc., Cleveland, Ohio. 2398 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

6.3.6 Composés multiaromatiques

6.3.6.1 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

6.3.6.1.1 Utilisations et production

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ne sont pas produits intentionnellement mais sont formés par combustion incomplète ou inefficace de matières organiques, par diagénèse et par biosynthèse. On trouve des concentrations naturelles d'HAP provenant des incendies de forêt, des activités volcaniques, de la diagénèse et peut-être même de certaines plantes et microorganismes qui en produisent, mais une importante fraction de ceux présents dans l'environnement est d'origine anthropique (Seuss 1976; CNRC 1984). Certains composés comme le pérylène, les homologues du phénanthrène, le rétène et le pimanthrène, ainsi que les HAP tétra- et pentacycliques dérivés de triterpènes pentacycliques, peuvent être formés dans des sédiments en conditions anaérobies (Wakeham et coll. 1980).

6.3.6.1.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les HAP sont produits par combustion incomplète de matières organiques. Ils sont donc rejetés lors de l'incinération de combustibles et de déchets ainsi que par les centrales thermiques et les moteurs à explosion (CNRC 1984). La fumée de cigarette constitue, semble-t-il, un mode important d'exposition individuelle, et diverses méthodes de cuisson, notamment le fumage et la friture, peuvent aussi en rejeter des quantités importantes (CNRC 1984).

Le dépôt atmosphérique est, estime-t-on, une voie importante de pénétration des HAP dans l'environnement aquatique, et il est à l'origine d'une grande partie des quantités qui y sont présentes naturellement. A certains endroits, les rejets dans l'eau et sur le sol peuvent aussi être à l'origine de quantités importantes (CNRC 1984). Il existe actuellement peu de données quantitatives sur le rejet d'HAP dans l'environnement aquatique à partir de l'atmosphère. Ces composés se déposent uniformément au taux de 0,8-3 $ng \cdot cm^{-2} \cdot a^{-1}$ dans des zones éloignées de sources identifiables, situées dans le nord-est des Etats-Unis. Cependant, dans des sites plus rapprochés de zones urbaines, ce taux est en moyenne de 35 $ng \cdot cm^{-2} \cdot a^{-1}$. Ce taux plus élevé serait le résultat, estime-t-on, de l'apport combiné du dépôt atmosphérique et du ruissellement superficiel (Gschwend et Hites 1981; Hites et Gschwend 1982). L'apport total d'HAP dans les Grands lacs a été estimé à 484 $t \cdot a^{-1}$ environ. L'apport de benzo[a]pyrène a été estimé à 24 $t \cdot a^{-1}$ environ (Eisenreich et coll. 1981). Selon les estimations, l'apport global dans les océans à partir de l'atmosphère serait d'environ 34 000 $t \cdot a^{-1}$ pour les HAP totaux et de 1700 $t \cdot a^{-1}$ pour le benzo[a]pyrène (CNRC 1984).

Les produits contenant des HAP peuvent pénétrer directement dans l'environnement aquatique par rejet de pétrole brut et de produits du pétrole au cours de l'exploration, de la production et du transport, par suintement naturel, et par dégagement des HAP présents dans des matériaux créosotés utilisés dans l'eau, comme les pilotis, les jetées et les installations de confinement. On ne dispose d'aucune donnée précise, mais ces sources rejetteraient dans les océans 30 000-150 000 $t \cdot a^{-1}$ d'HAP au total, et 1-5 $t \cdot a^{-1}$ de benzo[a]pyrène (CNRC 1984). On a fait état de concentrations élevées d'HAP à proximité de sources ponctuelles spécifiques comme des matériaux créosotés (Zitko 1975; Dunn et Fee 1979). On ne dispose d'aucune donnée fiable sur le rejet d'HAP par des sources terrestres, p. ex. les activités urbaines et industrielles et le ruissellement superficiel. Les quantités rejetées dans les océans à partir de ces sources seraient, estime-t-on, de 12 390 $t \cdot a^{-1}$ pour les HAP totaux et de 978 $t \cdot a^{-1}$ pour le benzo[a]pyrène, dont 90-98 % environ seraient le résultat du ruissellement superficiel (CNRC 1984).

6.3.6.1.3 Concentrations dans l'environnement

Les HAP ne sont pas distribués uniformément dans l'environnement aquatique; généralement, on trouve plutôt des concentrations plus élevées à proximité des sources ponctuelles. Les concentrations d'HAP diminuent, prévoit-on, de façon à peu près logarithmique à mesure que l'on s'éloigne de la source. La plupart des HAP qui pénètrent dans l'environ-

nement aquatique se trouvent dans les rivières, les lacs, les estuaires et les eaux marines côtières. Les concentrations d'HAP dans les écosystèmes aquatiques sont généralement les plus élevées dans les sédiments, intermédiaires dans le biote aquatique et les plus faibles dans l'eau (Neff 1979; CNRC 1984). Les concentrations d'HAP sont extrêmement variables, reflétant en partie l'importance du développement urbain et industriel et les utilisations spécifiques de l'eau (CNRC 1984). Les eaux de rivière peuvent en renfermer des concentrations importantes (0,02-3,79 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'HAP totaux) (Neff 1979); en général, il existe une relation directe entre la concentration des HAP dans les eaux de rivières et le degré d'industrialisation et d'urbanisation du bassin hydrographique en question (CNRC 1984). Les eaux souterraines contiennent généralement des concentrations d'HAP d'environ un ordre de grandeur plus faibles que celles des eaux de surface (0,0009-4 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'HAP totaux) (Neff 1979), sauf dans les zones présentant une contamination localisée spécifique (CNRC 1984).

En raison de leur faible solubilité dans l'eau et de leur nature hydrophobe, les HAP tendent à être associés surtout avec des matières inorganiques et organiques dans les sédiments en suspension et les sédiments de fond (CNRC 1984). Les concentrations de benzo[a]pyrène dans les sédiments d'eau douce varient de 0,001 à 17 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids sec) (Neff 1979). Plusieurs HAP ont été identifiés dans des sédiments superficiels et des sédiments datés provenant du Kitimat Arm, en aval d'une aluminerie en Colombie-Britannique (Cretney et coll. 1982). On a trouvé dans les sédiments du port de Sydney, en Nouvelle-Ecosse, des concentrations d'HAP de 10^3-10^4 fois supérieures (maximum de 2829 $\mu g \cdot g^{-1}$ en poids sec dans le cas de 12 HAP) à celles dans l'eau (Environnement Canada 1982).

De nombreux rapports ont été publiés sur la caractérisation et le dosage des HAP, notamment du benzo[a]pyrène, dans les organismes aquatiques; la plupart des données disponibles concernent les organismes marins. Les concentrations de benzo[a]pyrène varient de non décelables (habituellement $<0,0001$ $\mu g \cdot g^{-1}$ en poids sec) à un maximum de 5 $\mu g \cdot g^{-1}$ (poids sec). Les organismes prélevés à proximité des principales sources ponctuelles industrielles et domestiques présentent habituellement des concentrations de benzo[a]pyrène supérieures à celles trouvées dans des organismes prélevés dans des régions plus éloignées. Cependant, d'après les données disponibles, il n'y a pas de corrélation apparente entre les concentrations d'HAP dans les organismes aquatiques et leur position phylétique, leur niveau trophique et leur habitat préféré (Neff 1979). En général, les bivalves filtreurs renferment moins de benzo[a]pyrène que le plancton et les algues. Les crustacés marins présentent généralement des concentrations faibles ou non décelables de benzo[a]pyrène, tout comme la plupart des échinodermes. Chez les poissons, la concentration du benzo[a]pyrène est très variable; les espèces démersales ne contiennent pas, semble-t-il, des concentrations beaucoup plus élevées de benzo[a]pyrène que les espèces pélagiques (Neff 1979).

Les concentrations de certains HAP dans les eaux de surface et les sédiments de la région de l'Atlantique sont présentées au tableau 6-106.

Tableau 6-106. Concentrations de certains HAP dans les eaux de surface de la région de l'Atlantique au Canada

HAP	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Limite de détection ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Benzo[a]pyrène	0,003	0,0002	61	1980-1981
Fluoranthène	0,005-0,01	0,0003	56	1980-1981
Benzo[b] fluoranthène	<0,003	0,0005	61	1980-1981
Benzo[k] fluoranthène	<0,002	0,0002	61	1980-1981
Benzo[g,h,i] pérylène	<0,006	0,0006	61	1980-1981
Indéno[1,2,3 cd]pyrène	<0,003-0,006	0,0015	58	1980-1981

Source: NAQUADAT 1985.

6.3.6.1.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques constituent un groupe varié de composés aromatiques contenant deux ou plusieurs noyaux aromatiques condensés. En général, les HAP peuvent être divisés en deux groupes selon leurs propriétés physiques et chimiques: les HAP de faible masse moléculaire contenant au maximum trois noyaux aromatiques, et les HAP de masse moléculaire élevée contenant plus de trois noyaux aromatiques. Même si de nombreuses configurations des noyaux aromatiques sont possibles et qu'il existe une multitude de modes de substitution, la plupart des données sur les espèces et le devenir des HAP dans l'environnement aquatique ne sont disponibles que pour quelques composés, notamment le naphtalène, l'anthracène, le benzo[a]anthracène et le benzo[a]pyrène (figure 6-10).

Habituellement, les HAP sont des solides cristallins colorés possédant des points de fusion et d'ébullition élevés, une faible pression de vapeur et une faible solubilité dans l'eau (tableau 6-107) (Leo et coll. 1971; Neff 1979; U.S. EPA 1979; Futoma et coll. 1981; CNRC 1984). Malgré l'absence de données précises sur un bon nombre de ces composés, on peut tirer certaines conclusions générales à partir des renseignements disponibles. Les HAP de faible masse moléculaire sont plus solubles et plus volatils et possèdent une affinité moindre pour les surfaces que les HAP de masse moléculaire élevée. En général, la pression de vapeur et la solubilité dans l'eau diminuent à mesure que la masse moléculaire augmente. Les HAP dont les noyaux aromatiques condensés sont disposés linéairement sont habituellement moins solubles que ceux présentant des structures angulaires ou péricondensées. La substitution par un groupement alkyl diminue habituellement la solubilité dans l'eau.

En général, la plupart des HAP, à l'exception de certains composés de faible masse moléculaire, sont fortement sorbés sur les matières particulaires et le biote dans l'environnement aquatique. Les HAP dissous dans l'eau sont soumis à la photolyse. Il y a également volatilisation des HAP de faible masse moléculaire. Les composés accumulés dans les sédiments des systèmes aquatiques sont, dans une certaine mesure, biodégradés et biotransformés (U.S. EPA 1980; CNRC 1984).

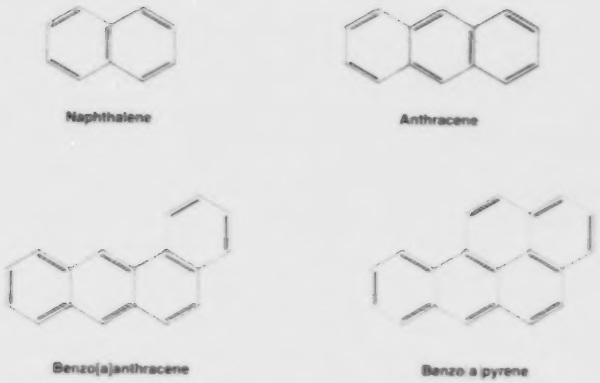


Figure 6-10. Exemples de HAP.

On a montré que les HAP possédant trois noyaux ou plus pouvaient être sorbés rapidement et quantitativement sur des matières organiques et inorganiques (Meyers et Quinn 1973; Herbes 1977). Les coefficients de sorption sont élevés pour plusieurs HAP (10^4-10^6) (Smith et coll. 1978). On a montré qu'il y avait une corrélation étroite entre la sorption des HAP sur les sédiments et la teneur en matières organiques (Karickhoff et coll. 1979; Banwart et coll. 1982; Means et coll. 1982). Ceux possédant moins de trois noyaux ne sont pas sorbés en quantités aussi importantes (Karickhoff et coll. 1979). On a constaté, au cours d'études *in situ*, que la sorption sur les sédiments en suspension et les sédiments de fond constituait le principal mécanisme d'élimination des HAP de masse moléculaire élevée. Par contre, la volatilisation et le transport étaient les principaux mécanismes d'élimination des HAP de faible masse moléculaire (Knap et Williams 1982; Readman et coll. 1982). Même si les HAP de masse moléculaire élevée sont associés principalement à des matières particulaires, des substances organiques solubles très diverses, notamment les substances humiques, peuvent les solubiliser et ainsi augmenter leur mobilité en milieu aquatique (Eganhouse et Calder 1976; Il'nitsky et coll. 1979; Carlberg et Martinsen 1982).

La photooxydation des HAP dissous est relativement rapide en présence de lumière solaire artificielle et naturelle, les demi-vies variant de 30 min à 23 j. Dans les eaux naturelles, la photolyse des HAP dissous est plus lente, avec une demi-vie de 20-60 % plus longue (Smith et coll. 1978). Il ne se produit pratiquement aucune photolyse en présence de matières particulaires, en raison de l'absorption directe ou de la dispersion de la lumière dans l'eau (McGinnes et Snoeyink 1974; Oliver et coll. 1979; Southworth 1979; Zepp et Schlotzhauer 1979). Cependant, en présence d'acides fulviques, le benzo[a]pyrène est dégradé rapidement (sa demi-vie dans de l'eau d'étang passe de 173 à 43 h), probablement en raison de l'importance accrue des réactions de solubilisation ou de photosensibilisation (Katz et coll. 1979).

Les HAP de faible masse moléculaire comme les composés du naphtalène sont rapidement volatisés de l'eau (NAS 1975). Malgré leur faible pression de vapeur, les HAP de masse

Tableau 6-107. Propriétés physiques et chimiques de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques

Composé	Masse moléculaire	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (kPa(25 °C))	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$ (25 °C))	Coefficient de partage octanol eau (log P_{oe})[1]
Fluorène	116.2	116-117	10^{-3}-10^{-4} [2]	1.69-1.98[3]	4.18
Naphtalène	128.2	80.55	1.8×10^{-2} [4]	3.44[3]	3.37
Acénaphtylène	152.2	92	10^{-3}-10^{-4} [2]	3.42[3]	4.07
Acénaphtène	154.2	96	$10^{-3.0-4}$ [2]	3.42[5]	4.33
Anthracène	178.2	218 (se sublime)	2.6×10^{-5}	0.03-0.08	4.45
Phénanthrène	178.2	100 (se sublime)	9.1×10^{-5}	1.0-1.8	4.46
Fluoranthène	202.2	110-111	10^{-5}-10^{-7} [2]	0.2-0.3	5.33
Pyrène	202.2	156	9.1×10^{-6}	0.1-0.2	5.32
Benz[a]anthracène	228.3	159-161	1.5×10^{-8}	$(9.4\text{-}11.4) \times 10^{-3}$	5.61
Chrysène	228.3	256	—	$(1.8\text{-}6) \times 10^{-3}$	5.61
Benzo[b]fluoranthène	252.3	167-168	—	—	6.57
Benzo[k]fluoranthène	252.3	216-217	1.3×10^{-11}	—	6.84
Benzo[a]pyrène	252.3	177-178	7.3×10^{-10}	$(0.2\text{-}6.1) \times 10^{-3}$	6.04
Benzo[e]pyrène	252.3	178-179	7.4×10^{-10}	—	—
Pérylène	252.3	273-274	—	—	6.06
Benzo[ghi]pérylène	276.3	277	1.3×10^{-11}	2.6×10^{-4} [3]	7.23
Indéno[1,2,3-cd]pyrène	276.3	163-164	10^{-11} [2]	—	7.66
Dibenzo[b,def]chrysène (Dibenzo[a,h]anthracène)	278.4	238	10^{-11} [2]	5.0×10^{-4}	5.97
Dibenzo[ghi,pqr]chrysène	300.4	438-440	2.0×10^{-13}	—	—
Coronène	302.4	272	—	—	—

[1] Leo et coll. 1971; Radding et coll. 1976.
[2] U.S. EPA 1979.
[3] Mackay et Shiu 1977.
[4] Cleland et Kingsbury 1977.
[5] Eganhouse et Calder 1976.

Sources: Leo et coll. 1971; U.S. EPA 1979; Neff 1979; Futoma et coll. 1981; CNRC 1984.

moléculaire élevée peuvent également se volatiliser à un degré moindre en raison de leur faible solubilité en milieu aqueux (Mackay et coll. 1979). En général, la demi-vie de volatilisation à partir des surfaces est supérieure à 100 h pour les HAP de masse moléculaire élevée comme le benzo[a]anthracène et le benzo[a]pyrène, et inférieure à 100 h pour les HAP de faible masse moléculaire comme le naphtalène et l'anthracène (Smith et coll. 1978; Southworth 1979). Ces résultats peuvent cependant varier selon la vitesse du vent et la turbulence à la surface de l'eau (Southworth 1979).

L'oxydation chimique et l'hydrolyse ne sont pas, prévoit-on, des processus importants d'élimination des HAP des eaux naturelles (Radding et coll. 1976; Smith et coll. 1978). La chloration et l'ozonisation diminuent la concentration de ces composés (Harrison et coll. 1976; Smith et coll. 1978).

Certaines espèces d'invertébrés et de vertébrés dans l'environnement possèdent des systèmes enzymatiques capables de métaboliser des composés organiques comme les HAP (CNRC 1984). Peu d'études exhaustives sur le métabolisme ont porté sur des HAP autres que le benzo[a]pyrène (Stegeman 1981). En général, les populations microbiennes mixtes présentes dans des systèmes sédiment-eau peuvent dégrader certains HAP; les HAP de faible masse moléculaire comme le naphtalène sont plus facilement dégradés et ce processus diminue progressivement à mesure que la masse moléculaire augmente. Dans le cas des HAP possédant trois noyaux ou plus, la dégradation microbienne ne se produit pas ou est très lente (Lee et coll. 1978; Herbes 1981; Readman et coll. 1982). La dégradation microbienne requiert des conditions aérobies (Delaune et coll. 1981) et est favorisée en laboratoire dans un milieu riche en substances nutritives (Fedorak et Westlake 1981). En outre, la dégradation peut se produire plus rapidement dans des sédiments contaminés par du pétrole que dans des sédiments de cours d'eau non contaminés (Herbes et Schwall 1978). L'activité enzymatique chez les bivalves d'eau douce est faible sinon nulle (Stegeman 1980; Payne et coll. 1983), même si l'on a constaté une certaine activité limitée dans des préparations tissulaires de quelques espèces de crustacés (Walters et coll. 1979). Selon des études portant sur des espèces de poisson chez lesquelles l'activité des oxydases à fonction multiple est élevée, il y aurait métabolisme et dépuration rapides des HAP (Varanasi et Gmur 1981; CNRC 1984).

Des études sur le terrain et des études utilisant des modèles d'écosystèmes ont montré que certains HAP s'accumulaient dans les tissus d'organismes aquatiques à des concentrations supérieures à celles dans l'eau environnante (CNRC 1984). La plupart des études ont examiné les HAP d'origine et on ne dispose guère de données sur l'accumulation de leurs métabolites. Même si certains HAP ont des coefficients de partage octanol/eau relativement élevés, la valeur mesurée des facteurs de bioaccumulation est plus faible. Ce résultat peut provenir de la difficulté à différencier les HAP véritablement dissous des HAP "totaux" dans l'eau. On a signalé des facteurs de bioconcentration de 10^2-10^3 pour *Daphnia pulex*, et ces facteurs augmentaient avec la masse moléculaire (Southworth et coll. 1978). Dans le cas du benzo[a]pyrène, on a trouvé des facteurs de bioconcentration de 10^2-10^4 pour les sédiments et le biote par rapport à l'eau (Il'nitsky et coll. 1979). On a trouvé un facteur de biocencentration de 10^3 pour les huîtres (*Crassostrea virginica*) dans le cas des HAP à trois noyaux (Lee et coll. 1978).

Il y a accumulation et bioamplification des HAP de masse moléculaire élevée chez les organismes inférieurs dans les modèles d'écosystèmes; cependant, les poissons pouvaient habituellement métaboliser et dépurer assez rapidement ces composés, éliminant ainsi la bioamplification comme mécanisme important (Lu et coll. 1977). En général, l'absorption des HAP de masse moléculaire élevée et faible est relativement rapide chez les vertébrés, mais le métabolisme et la dépuration le sont également. Par exemple, on a trouvé chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) des demi-vies biologiques d'environ 6-9 j pour les HAP à deux et à trois noyaux. La demi-vie dans l'organisme entier de divers HAP a été estimée à habituellement moins de 7 j chez un certain nombre d'espèces différentes de poissons (Niimi et Palazzo 1985). Ainsi, la bioaccumulation des HAP se produirait à relativement court terme dans l'environnement aquatique, du moins chez les vertébrés (U.S. EPA 1979; CNRC 1984).

6.3.6.1.5 Bibliographie

Banwart, W.L., J.J. Hassett, S.G. Wood et J.C. Means. 1982. Aquatic distribution of heterocyclic compounds by soils and sediments. Soil Sci. 133: 42-47.

Carlberg, G.E. et K. Martinsen. 1982. Adsorption/complexation of organic micropollutants to aquatic humus. Influence of aquatic humus with time on organic pollutants and comparison of two analytical methods for analyzing organic pollutants in humus water. Sci. Total Environ. 25: 245-254.

Cleland, J.G. et G.L. Kingsbury. 1977. Multimedia Environmental Goals for Environmental Assessment. Vol. II. MEG Charts and Background Information. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 451 pp.

CNRC. 1984. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le milieu aquatique: formation, sources, devenir et effets sur le biote aquatique. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada. Ottawa. CNRC nº 18982. 218 pp.

Cretney, W.J., C.S. Wong, R.W. Macdonald, P.E. Erickson et B.R. Fowler. 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments and age-dated cores from Kitimat Arm, Douglas Channel and adjoining waterways. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 18: 162-165.

Delaune, R.D., W.H. Patrick et M.E. Casselman. 1981. Effect of sediment pH and redox conditions in degradation of benzo[a]pyrene. Mar. Pollut. Bull. 12: 251-253.

Dunn, B.P. et J. Fee. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbon carcinogens in commercial seafood. J. Fish. Res. Board Can. 36: 1469-1476.

Eganhouse, R.P. et J.A. Calder. 1976. The solubility of medium weight aromatic hydrocarbons and the effect of hydrocarbon co-solutes and salinity. Geochim. Cosmochim. Acta 40: 555-561.

Eisenreich, S.J., B.B. Looney et J.B. Thornton. 1981. Airborne organic contaminants in the Great Lakes ecosystem. Environ. Sci. Technol. 15: 30-38.

Environnement Canada. 1982. Investigation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Contamination of Sydney Harbour, Nova Scotia (rapport provisoire). Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada. 34 pp.

Fedorak, P.M. et D.W.S. Westlake. 1981. Microbial degradation of aromatics and saturates in Prudhoe Bay crude oil as determined by glass capillary gas chromatography. Can. J. Microbiol. 27: 432-443.

Futoma, D.J., S.R. Smith, T.E. Smith et J. Tanaka. 1981. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Water Systems. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida. p. 190.

Gschwend, P.M. et R.A. Hites. 1981. Fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons to marine and lacustrine sediments in the northeastern United States. Geochim. Cosmochim. Acta 45: 2359-2367.

Harrison, R.M., R. Perry et R.A. Wellings. 1976. Chemical kinetics of chlorination of some polynuclear aromatic hydrocarbons under conditions of water treatment processes. Environ. Sci. Technol. 10: 1156-1160.

Herbes, S.E. 1977. Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons between dissolved and particulate phase in natural waters. Water Res. 11: 493-496.

Herbes, S.E. 1981. Rates of microbial transformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and sediments in the vicinity of a coal-coking wastewater discharge. Appl. Environ. Microbiol. 41: 20-28.

Herbes, S.E. et L.R. Schwall. 1978. Microbial transformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in pristine and petroleum-contaminated sediments. Appl. Environ. Microbiol. 35: 306-316.

Hites, R.A. et P.M. Gschwend. 1982. The ultimate fates of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine and lacustrine sediments. *Dans* Proc. 6th Int. Symp. on Polynuclear Aromatic Hydrocarbons: Physical and Biological Chemistry. M. Cooke, A.J. Dennis and G.L. Fisher (eds.). Battelle Press, Columbus, Ohio. pp. 357-366.

Il'nitsky, A.P., J.L. Lembik, L.G. Solenova et L.M. Shabad. 1979. On the distribution of benzo[a]pyrene among different objects of the aqueous medium in water bodies. Cancer Det. Prev. 2: 471-483.

Karickhoff, S.W., D.J. Brown et T.A. Scott. 1979. Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Res. 13: 241-248.

Katz, M., C. Chan, H. Tosine et T. Sakuma. 1979. Relative rates of photochemical and biological oxidation (*in vitro*) of polynuclear aromatic hydrocarbons. *Dans* Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. 3rd Int. Symp. on Chemistry and Biology – Carcinogenesis and Mutagenesis. P.W. Jones and P. Leber (eds.). Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Michigan. pp. 171-189.

Knap, A.H. et P.J. Le B. Williams. 1982. Experimental studies to determine the fate of petroleum hydrocarbons from refinery effluent in an estuarine system. Environ. Sci. Technol. 16: 1-4.

Lee, R.F., W.S. Gardner, J.W. Anderson, J.W. Blaylock et J. Barwell-Clark. 1978. Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in controlled ecosystem enclosures. Environ. Sci. Technol. 12: 832-838.

Leo, A., C. Hansch et D. Elkins. 1971. Partition coefficients and their uses. Chem. Rev. 71: 525-616.

Lu, A.Y.H., R.L. Metcalf, N. Plummer et D. Mandel. 1977. The environmental fate of three carcinogens: Benzo[a]pyrene, benzidine and vinyl chloride evaluated in laboratory model ecosystems. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 6: 129-142.

Mackay, D. et W.Y. Shiu. 1977. Aqueous solubility of polynuclear aromatic hydrocarbons. Chem. Eng. Data 22: 399-402.

Mackay, D., W.Y. Shiu et R.P. Sutherland. 1979. Determination of air-water Henry's law constants for hydrophobic pollutants. Environ. Sci. Technol. 13: 333-337.

McGinnes, P.R. et V.L. Snoeyink. 1974. Determination of the fate of polynuclear aromatic hydrocarbons in natural water systems. Univ. of Illinois, Urbana-Champaign, Water Resources Center Res. Rep. No. 80. 56 pp. (Mentionnée dans CNRC 1984.)

Means, J.C., S.G. Wood, J.J. Hassett et W.L. Banwart. 1982. Sorption of amino- and carboxy- substituted polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. Environ. Sci. Technol. 16: 93-97.

Meyers, P.A. et J.G. Quinn. 1973. Association of hydrocarbons and mineral particles in saline solutions. Nature (London) 244: 23-24.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualite des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1975. Petroleum in the Marine Environment. Workshop on Inputs, Fates and Effects of Petroleum in the Marine Environment, Airlie, Virginia, May 21-25, 1973. U.S. National Research Council, National Academy of Sciences, Washington, D.C. 107 pp.

Neff, J.M. 1979. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment. Sources, Fate and Biological Effects. Applied Science Publ. Ltd., London. 262 pp.

Niimi, A.J. et V. Palazzo. 1986. Biological half-lives of eight polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Water Res. (sous presse.)

Oliver, B.A., E.G. Cosgrove et J.H. Carey. 1979. Effect of suspended sediments in the photolysis of organics in water. Environ. Sci. Technol. 13: 1075-1077.

Payne, J.F., A. Rahimtula et S. Lim. 1983. Metabolism of petroleum hydrocarbons by marine organisms: The potential of bivalve molluscs. *Dans* Proc. Can. Fed. Biol. Soc. 26th Annual Meeting, June 13-17, Ottawa.

Radding, S.B., T. Mill, C.W. Gould, D.H. Liu, H.L. Johnson, D.C. Bomberger et C.V. Fojo. 1976. The Environmental Fate of Selected Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560 5-755-009. 122 pp.

Readman, J.W., R.F.C. Mantoura, M.M. Rhead et L. Brown. 1982. Aquatic distribution and heterotrophic degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the Tamar Estuary. Estuarine Coastal Shelf Sci. 14: 369-389.

Seuss, M.J. 1976. The environmental load and cycle of polycyclic aromatic hydrocarbons. Sci. Total Environ. 6: 239-250.

Smith, J.H., W.R. Mabey, N. Bohonos, B.R. Holt, S.S. Lee, T.-W. Chou, D.C. Bomberger et T. Mill. 1978. Environmental Pathways of Selected Chemicals in Freshwater Systems. II. Laboratory Studies. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. EPA-600 7-78-074

Southworth, G.R. 1979. Transport and transformation of anthracene in natural waters. *Dans* Proc. 2nd Annu. Symp. on Aquatic Toxicology. ASTM STP 667. L.L. Marking and R.A. Kimerle (eds.). Am. Soc. Test. Mater., Cleveland, Ohio. pp. 507-514.

Southworth, G.R., J.J. Beauchamp et P.K. Schmieder. 1978. Bioaccumulation potential of polycyclic aromatic hydrocarbons in *Daphnia pulex*. Water Res. 12: 973-977.

Stegeman, J.J. 1980. Mixed-function oxygenase studies in monitoring for effects of organic pollution. Rapp. P.V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer 179: 33-38.

Stegeman, J.J. 1981. Polynuclear aromatic hydrocarbons and their metabolism in the marine environment. *Dans* Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Cancer. Vol. 3. H.V. Gelboin and P.O.P. Ts'o (eds.). Academic Press, New York. pp. 1-59.

U.S. EPA. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 95-1 à 97-23.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-069.

Varanasi, U. et D.J. Gmur. 1981. *In vivo* metabolism of naphthalene and benzo[a]pyrene by flatfish. *Dans* Chemical Analysis and Biological Fate: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. 5th Int. Symp. M. Cooke and A.J. Dennis (eds.). Batelle Press, Columbus, Ohio. pp. 367-376.

Wakeham, S.G., C. Schaffner et W. Giger. 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments. II. Compounds derived from biogenic precursors during early diagenesis. Geochim. Cosmochim. Acta 44: 414-429.

Walters, J.M., R.B. Cain, I.J. Higgins et E.D.S. Corner. 1979. Cell-free benzo[a]pyrene hydroxylase activity in marine zooplankton. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 59: 553-563.

Zepp, R.G. et P.F. Schlotzhauer. 1979. Photoreactivity of selected aromatic hydrocarbons in water. *Dans* Polynuclear Aromatic Hydrocarbons. 3rd Int. Symp. on Chemistry and Biology – Carcinogenesis and Mutagenesis. P.W. Jones and P. Leber (eds.). Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Michigan. pp. 141-158.

Zitko, V. 1975. Aromatic hydrocarbons in aquatic fauna. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14: 621-631.

6.3.6.2 Polybromobiphényles (PBB)

6.3.6.2.1 Utilisations et production

Les polybromobiphényles (PBB) sont un mélange complexe de composés (plus de 42) possédant en commun un noyau biphényle substitué par le brome. Ils ont été utilisés presque exclusivement comme ignifugeants dans les plastiques et les fibres synthétiques employés dans l'industrie des communications et l'industrie de l'électricité (Jamieson 1977).

Les PBB ont été fabriqués uniquement aux Etats-Unis et en Allemagne. Aux Etats-Unis, la production s'est chiffrée à 5×10^6 kg entre 1970 et 1974 et était limitée à deux usines seulement. La Michigan Chemical Corporation de St. Louis (Michigan) en a produit 99 % de la totalité. En 1974, la quantité de PBB utilisée aux Etats-Unis était d'environ $1,2 \times 10^6$ kg. On n'a pas produit de PBB, semble-t-il, entre 1975 et 1978 (Jamieson 1977).

Au Canada, $0,6 \times 10^6$ kg de PBB ont été utilisés au total comme additif ignifugeant entre 1972 et 1975 (Jamieson 1977). Depuis le 1er mai 1979, le Canada a interdit l'utilisation des polybromobiphényles dans tous les procédés commerciaux de fabrication et de traitement (Environnement Canada 1985).

Les PBB sont aussi connus au Canada sous les noms de Firemaster BP-6, Octabromobiphényle technique, et Décabromobiphényle technique (Environnement Canada 1985). De 1981 à 1983, les polybromobiphényles étaient inclus dans les importations au Canada de préparations de composés ignifugeants (adjuvants pour matières plastiques). Les importations se chiffraient à 126,3 t (1981), 147,5 t (1982) et 153,2 t (1983) (Statistique Canada 1983, 1984).

6.3.6.2.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

En raison du caractère immobile du produit fini, on ne prévoit pas que les PBB pénètrent dans l'environnement en grande quantité. Les sources identifiables de PBB dans l'environnement seraient, prévoit-on, les effluents des installations de fabrication, les rejets accidentels et l'utilisation et l'élimination du produit (Jamieson 1977).

6.3.6.2.3 Concentrations dans l'environnement

Les seuls rapports sur la présence de PBB dans l'environnement aquatique examinent la production et les utilisations industrielles. La rivière Pine, qui fait partie du système de la rivière Saginaw dont les eaux se jettent dans la baie Saginaw (lac Huron), reçoit les effluents de la Michigan Chemical Corporation, où l'on a signalé des concentrations atteignant 3,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau. Les concentrations diminuaient en aval et tombaient à 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$ à 13 km de l'usine. Dans la même région, les concentrations de PBB dans les sédiments diminuaient de 77 000 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à 100 $\mu g \cdot kg^{-1}$ à environ 38 km en aval (Hesse 1974, 1975a, b). Au cours d'une étude plus récente, aucune concentration décelable de PBB dans l'eau et une concentration maximale de 1200 $\mu g \cdot kg^{-1}$ dans les sédiments ont été signalées (Powers 1976).

Les concentrations de PBB étaient de 0,7 et 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$ respectivement dans les eaux usées brutes et les eaux usées traitées d'une installation industrielle à Cobourg (Ontario) (Abbott 1975). On n'a pas décelé de PBB (limite de détection = 0,08 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans des échantillons d'eau prélevés en aval d'un site de déversement de boues de l'usine (Abbott 1976).

On a trouvé des PBB dans le biote, mais seulement dans des régions des Etats-Unis situées à proximité de lieux où ils étaient fabriqués et utilisés industriellement. On a décelé des concentrations mesurables (0,09 $mg \cdot kg^{-1}$) de ces composés dans la rivière Pine, au Michigan, jusqu'à 13 km en aval de l'usine; les concentrations les plus élevées (1,33 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les filets de carpes, en poids humide) ont été mesurées à proximité de l'usine (Hesse 1974, 1975a, b). On a signalé des concentrations faibles mais mesurables chez les oiseaux et les mammifères à proximité de l'usine de Michigan (Tanner 1977). Aucune concentration de PBB n'a été décelée dans le biote aquatique à proximité du site industriel canadien (Abbott 1976).

6.3.6.2.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les polybromobiphényles (PBB) sont des biphényles substitués par un halogène, qui contiennent de un à huit atomes de brome. Ils sont soit solides soit liquides à la température ambiante; en général, les points d'ébullition et de fusion augmentent avec le degré de bromation (Sundström et coll. 1976). La pression de vapeur des PBB est faible, semble-t-il (<1 Pa à 20 °C) (Jamieson 1977). On a montré que ces composés présentent une affinité pour les matières organiques, mais on dispose de très peu de données sur leur devenir dans l'environnement aquatique (Jamieson 1977).

Les PBB contenus dans les préparations commerciales sont persistants dans les sols, et seul un pentabromobiphényle subit une perte importante après 24 semaines d'incubation (Jacobs et coll. 1976). Le 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle était rapidement sorbé sur les sols du Michigan et la sorption augmentait proportionnellement avec la teneur en carbone organique. La désorption était, signale-t-on, relativement faible (Filonow et coll. 1976).

On ne dispose d'aucune donnée sur la photolyse des PBB en milieu aqueux; cependant, ces composés semblent être rapidement dégradés photochimiquement dans des solvants non aqueux. Par exemple, il restait moins de 10 % du 2,2',4,4',5,5'-hexabromobiphényle dans une solution méthanolique après irradation aux ultraviolets pendant 10 min (Anderson et coll. 1974). Les préparations commerciales étaient elles aussi rapidement photodégradées dans le méthanol (Ruzo et Zabik 1975).

Même s'il existe une possibilité de bioaccumulation (p. ex. la valeur calculée du coefficient de partage octanol/eau est de 5,53 pour l'octabromobiphényle) (Jamieson 1977), peu d'études fiables ont été réalisées à ce sujet. Des têtes-de-boule (*Pimephales promelas*) maintenues en cages à proximité et à 1,6 km en aval du point d'évacuation des effluents de la Michigan Chemical Corporation, située à St. Louis (Michigan), ont accumulé des PBB jusqu'à une concentration de 1000-10 000 fois celle dans l'eau (Hesse 1974). En outre, on a décelé des PBB dans des canards sauvages du Michigan (Powers 1976), dans des goélands argentés et leurs oeufs dans les Grands lacs, et dans des oiseaux et des mammifères

terrestres (Tanner 1977). On n'a trouvé aucune trace de contamination par les PBB dans les saumons coho (*Oncorhynchus kisutch*) pêchés dans le lac Ontario (Abbott 1976). Au cours d'une étude en laboratoire réalisée en conditions statiques avec des concentrations nominales, de jeunes saumons atlantiques (*Salmo salar*) exposés à des PBB pendant des périodes pouvant atteindre 96 h ont accumulé des quantités décelables d'un pentabromobiphényle et de 2,2',-4,4',5,5'-hexabromobiphényle. On n'a pas décelé d'heptabromobiphényle. On a décelé des concentrations plus élevées de PBB chez les poissons lorsque ces composés étaient administrés dans la nourriture. L'accumulation des PBB diminue, semble-t-il, à mesure que le degré de bromation augmente; cependant, en raison de la faible solubilité dans l'eau de ces composés, l'exposition n'était probablement pas assez longue pour que l'équilibre soit atteint. Plusieurs composés moins bromés ont été décelés, ce qui laisse supposer qu'une certaine quantité est assimilée par le poisson ou la microflore associée (Zitko 1977).

6.3.6.2.5 Bibliographie

Abbott, R.A. 1975. Summary report on the usage and loss of polybrominated biphenyls from plastics manufacturing in Ontario. Petroleum and Chemical Unit, Industrial Section, Pollution Control Branch, Ontario Ministry of the Environment. (Mentionnée dans Jamieson 1977.)

Abbott, R.A. 1976. Communication personnelle. Environnement Canada. (Mentionnée dans Jamieson 1977.)

Anderson, K., A. Norstrom, C. Rappe, B. Rasmuson et H. Swahlin. 1974. Photochemical degradation of PCB, PBB and other flame retardants. *Dans* Proc. 34th Int. Conf. on Pesticides, Helsinki, Finland. pp. 798-802. (Mentionnée dans Jamieson 1977.)

Environnement Canada. 1985. Biphényles polybromes. *Dans* Avis de la Gazette du Canada – Loi sur les contaminants de l'environnement. Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

Filonow, A.B., L.W. Jacobs et M.M. Mortland. 1976. Fate of polybrominated biphenyls (PBBs) in soils. Retention of hexabromobiphenyl in four Michigan soils. J. Agric. Food Chem. 24: 1201-1204.

Hesse, J.L. 1974. Water Pollution Aspects of Polybrominated Biphenyl Production: Results of Initial Surveys in the Pine River in the Vicinity of St. Louis, Michigan. Presentation to Governor's Great Lakes Regional Interdisciplinary Pesticide Council, Oct. 17, 1974. Water Quality Appraisal Section, Bureau of Water Management, Michigan Department of Natural Resources, Lansing, Michigan. (Mentionnée dans Jamieson 1977.)

Hesse, J.L. 1975a. Water Pollution Aspects of Polybrominated Biphenyl Production: Results of Surveys in the Pine River in the Vicinity of St. Louis, Michigan. Presented at the 2nd Natl. Conf. on Complete Water Reuse, Chicago, Illinois, May 4-8, 1975. Bureau of Water Management, Michigan Department of Natural Resources, Lansing, Michigan. (Mentionnée dans Jamieson 1977.)

Hesse, J.L. 1975b. Discussion following presentation of paper by H.E.B. Humphrey and N.S. Hayner. Proc. Univ. Mo. Annu. Conf. Trace Subst. Environ. Health 9: 57-63. (Mentionnée dans Jamieson 1977.)

Jacobs, L.W., S.-F. Chou et J.M. Tiedje. 1976. Fate of polybrominated biphenyls (PBBs) in soils. Persistence and plant uptake. J. Agric. Food Chem. 24: 1198-1201.

Jamieson, J.W.S. 1977. Les biphényles polybromés dans l'environnement. Direction du contrôle des incidences environnementales, Pêches et Environnement Canada. Analyse économique et technique SPE-3-EC-77-18F. 44 pp.

Powers, R.A. 1976. Status of polybrominated biphenyl (PBB) contamination of the Pine River, Gratiot and Midland Counties, Michigan. Toxic Materials Section, Water Quality Division, Environmental Protection Bureau, Michigan Department of Natural Resources, Lansing, Michigan. (Mentionnée dans Jamieson 1977.)

Ruzo, L.O. et M.J. Zabik. 1975. Polyhalogenated biphenyls: photolysis of hexabromo and hexachlorobiphenyls in methanol solution. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13: 181-182.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

Sundström, G., O. Hutzinger, S. Safe et V. Zitko. 1976. The synthesis and gas chromatographic properties of bromobiphenyls. Sci. Total Environ. 6: 15-29.

Tanner, H.A. 1977. Testimony on polybrominated biphenyls. Senate Commerce Committee Hearings, Michigan Department of Natural Resources, March 30. (Mentionnée dans Jamieson 1977.)

Zitko, V. 1977. The accumulation of polybrominated biphenyls by fish. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 17: 285-292.

6.3.6.3 Polychlorodibenzo-*p*-dioxines (PCDD)

6.3.6.3.1 Utilisations et production

Les polychlorodibenzo-*p*-dioxines (PCDD) ne sont pas utilisées comme telles et sont formées par diverses réactions de synthèse ou de pyrolyse. On sait que les PCDD sont présentes dans divers produits chimiques qui sont ou étaient utilisés comme pesticides, notamment les herbicides 2,4,5-T, Silvex et 2,4-D. Le pentachlorophénol (PCP), un agent de préservation du bois, et les chlorophénols, comme le trichlorophénol et le tétrachlorophénol, peuvent également en contenir. Les procédés de combustion, notamment ceux utilisant des combustibles fossiles, du bois et des ordures, peuvent conduire à la formation de PCDD. On a trouvé ces composés dans les cendres volantes d'installations de combustion comme les incinérateurs urbains et industriels (CNRC 1982).

6.3.6.3.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les principales voies de pénétration des PCDD dans l'environnement sont: l'utilisation de produits chimiques contaminés par des PCDD comme les chlorophénols utilisés pour traiter le bois; l'application à la volée de pesticides contaminés par des PCDD; l'élimination de produits chimiques contaminés par des PCDD; et les émissions et les gaz des cheminées des installations de combustion, notamment les incinérateurs municipaux. Les incendies de forêt constituent également une source possible de PCDD (CNRC 1982).

On a évalué à 1,5 t la quantité de PCDD rejetée annuellement dans l'environnement canadien, mais ce chiffre est basé sur des données inexactes et on ne sait pas précisément quels isomères sont rejetés (CNRC 1982).

6.3.6.3.3 Concentrations dans l'environnement

Jusqu'à récemment, aucune donnée publiée n'était disponible sur les concentrations de PCDD dans les eaux canadiennes. Un rapport d'Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment (1981) a montré que la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (TCDD) n'était pas décelable dans 75 échantillons d'eau prélevés dans les Grands lacs. La 2,3,7,8-TCDD n'a été décelée (limite de détection = 10 $ng \cdot L^{-1}$) dans aucun des 41 échantillons prélevés dans les eaux de surface des cours supérieur et inférieur de la rivière Niagara en 1979 et 1980. De même, on n'a observé aucune concentration décelable (limite de détection = 10 $ng \cdot L^{-1}$)

dans 25 échantillons d'eau potable traitée prélevés dans trois villes situées sur le cours supérieur de la rivière Niagara en 1980 (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

Aux Etats-Unis, les rapports font également état de l'absence de résidus décelables. Ces résultats ont été partiellement attribués à la faible solubilité dans l'eau de ces composés, mais ils découlent également de l'absence, jusqu'à tout récemment, d'un programme de contrôle systématique de ces composés, qui ne sont probablement présents qu'en concentrations très faibles.

Il existe très peu de données sur les concentrations de résidus chez les invertébrés aquatiques. Selon une source (Jones 1981), une seule référence publiée (Young et coll. 1975) examine les concentrations de PCDD chez les invertébrés d'Amérique du Nord et elle ne signale aucune concentration décelable de PCDD. Dans des régions du Viêt-nam du Sud fortement exposées au 2,4,5-T, on a montré que des grosses crevettes (crustacés) contenaient de 18 à 42 $ng \cdot kg^{-1}$ de résidus de 2,3,7,8-TCDD (Baughman et Meselson 1973).

Les rapports sur les PCDD dans les poissons du lac Ontario étaient initialement basés sur la détection d'une dioxine non identifiée dans deux poissons pêchés du côté américain en 1979. Dans un communiqué ultérieur (août 1981) émis par le State Health Department de New York, on a signalé dans 50 poissons provenant du lac Ontario la présence de résidus de dioxine en concentrations pouvant atteindre 162 $ng \cdot kg^{-1}$; la concentration moyenne de 2,3,7,8-TCDD était de 24,3 $ng \cdot kg^{-1}$. En revanche, les poissons des Grands lacs pêchés par le ministère de l'Environnement de l'Ontario ne renfermaient que des traces de ces composés dans quelques cas (limite de détection = 10 $ng \cdot kg^{-1}$). Des échantillons de poissons (six perches et un achigan à petite bouche) pêchés dans le cours supérieur de la rivière Niagara en 1980 ne contenaient aucune concentration décelable de 2,3,7,8-TCDD (limite de détection = 10 $ng \cdot kg^{-1}$). Dans le lac Ontario, on a décelé des concentrations de TCDD allant de non décelables (10 $ng \cdot kg^{-1}$) à 20 $ng \cdot kg^{-1}$ dans les filets de 23 des 61 poissons d'intérêt sportif pêchés à différents endroits (principalement dans le secteur ouest du lac Ontario) (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

En 1979, on a recueilli des oeufs de goélands argentés un peu partout dans le bassin des Grands lacs, et on a décelé des traces de 2,3,7,8-TCDD (>1 $ng \cdot kg^{-1}$) dans tous les oeufs, et des concentrations élevées dans ceux provenant de la baie Saginaw, du lac Michigan et du lac Ontario. L'élimination des déchets ou d'importants accidents au cours de la fabrication du 2,4,5-trichlorophénol sont les causes les plus probables des concentrations élevées de TCDD dans le lac Ontario et dans la rivière Niagara (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

6.3.6.3.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les polychlorodibenzo-*p*-dioxines (PCDD) sont un groupe de produits possédant le noyau aromatique de base illustré à la figure 6-11 et comprenant 75 composés chimiquement apparentés qu'on appelle congénères.

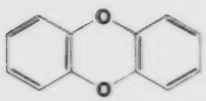


Figure 6-11. Noyau aromatique de base des PCDD.

Le nombre de groupements chloro sur les congénères des PCDD varie de 1 à 8; on compte 2 mono-, 10 di-, 14 tri-, 22 tétra-, 14 penta-, 10 hexa- et 1 octachlorodioxines. Même si elles constituent un groupe très diversifié, les PCDD ont en commun un certain nombre de propriétés, notamment un noyau aromatique relativement stable. Les congénères les plus chlorés sont relativement inertes vis-à-vis des acides et des bases, et résistant à l'oxydation, à la réduction et à la chaleur. En outre, la stabilité chimique et environnementale et le caractère lipophile augmentent avec le degré de chloration (CNRC 1982).

En général, on dispose de très peu de données sur les espèces et le devenir des PCDD dans l'environnement aquatique; les principaux processus d'élimination n'ont donc pas été élucidés de façon quantitative (U.S. EPA 1979; CNRC 1982). La plupart des données dont on dispose ne s'appliquent qu'à un seul congénère, soit la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (TCDD). Ce composé a une masse moléculaire de 322, un point de fusion de 303-305 °C et une solubilité dans l'eau de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Crummett et Stehl 1973). Cependant, un bon nombre d'études portant sur la dynamique environnementale de la TCDD sont de nature qualitative et ne fournissent donc pas de données suffisantes pour quantifier les processus d'élimination (U.S. EPA 1979; CNRC 1982).

Les PCDD tendent à être rapidement et fortement sorbées sur la plupart des sols et des sédiments, le degré de sorption étant relié à la teneur en matières organiques (Isensee et Jones 1975; Ward et Matsumura 1976, 1977, 1978; Firestone 1977). Le coefficient de partage octanol/eau (K_{oe}) est de $1,4 \times 10^6$ et le coefficient de partage dans le carbone organique (K_{co}) de $4,7 \times 10^5$ (Kenaga 1980). Cependant, on ne possède pas de données quantitatives suffisantes sur la vitesse, l'ampleur et l'importance environnementale de la sorption (U.S. EPA 1979; CNRC 1982).

Les PCDD peuvent être photolysées lorsqu'elles se déposent sur les surfaces foliaires et, à un moindre degré, dans les sols. Cette photolyse requiert la présence de donneurs d'hydrogène comme des alcools, des éthers, des hydrocarbures et des produits naturels, comme des cires, ainsi que de la lumière ultraviolette de longueur d'onde appropriée (Choudhry et Hutzinger 1982; Young 1983). Cependant, on ne dispose guère de données quantitatives sur la vitesse et l'importance de la photolyse dans les systèmes naturels. Le principal mécanisme de dégradation photolytique comporte la déchloration en congénères moins chlorés. Il y a très peu de dégradation photolytique dans l'eau pure (Crosby et coll. 1971; Plimmer et coll. 1973; Ward et Matsumura 1977; Liberti et coll. 1978; Parlar et coll. 1978; Plimmer 1978; Dobbs et Grant 1979). Les congénères plus chlorés comme l'octachlorodibenzo-*p*-dioxine sont moins réactifs que les moins chlorés comme les trichlorodioxines (CNRC 1982).

Les données quantitatives sur la volatilisation à partir des eaux de surface sont limitées. La demi-vie prévue pour la volatilisation de la 2,3,7,8-TCDD dans de l'eau à 1 cm de profondeur était de 2 j; à 1 m de profondeur, cette valeur était de 200 j (CNRC 1982). En revanche, la demi-vie correspondant à la volatilisation de la 2,3,7,8-TCDD a été estimée à 5,5 et à 12 ans dans un étang et un lac respectivement (U.S. EPA 1983).

Selon des études expérimentales, les PCDD résistent très bien à la dégradation microbienne (Kearney et coll. 1972; Matsumura et Benezet 1973; Ward et Matsumura 1976; Klecka et Gibson 1980). Les demi-vies dans des sols et des sédiments biologiquement actifs sont de 1-2 ans (Helling et coll. 1973; Ward et Matsumura 1976; Young et coll. 1976) et peuvent atteindre 10 ans (DiDomenico et coll. 1980) et même plus (Kimbrough et coll. 1983). La TCDD n'était pas dégradée dans des microcosmes aquatiques en conditions aérobies (Isensee et Jones 1975).

La TCDD est rapidement accumulée par un certain nombre d'organismes aquatiques. Dans des modèles d'écosystèmes aquatiques, les facteurs de bioconcentration étaient compris entre 2000 et 6000 pour divers organismes aquatiques (Yochim et coll. 1978). On a signalé des facteurs de bioconcentration atteignant 10^4 (Isensee et Jones 1975; Isensee 1978). Les poissons ne semblent pas accumuler la TCDD absorbée avec la nourriture (Hawkes et Norris 1977).

6.3.6.3.5 Bibliographie

Baughman, R. et M. Meselson. 1973. An analytical method for detecting TCDD (Dioxin): Levels of TCDD in samples from Vietnam. Environ. Health Perspect. 5: 27-35. (Mentionnée dans Jones 1981.)

Choudhry, G.G. et O. Hutzinger. 1982. Photochemical formation and degradation of polychlorinated dibenzo-furans and dibenzo-*p*-dioxins. Residue Rev. 84: 113-161.

CNRC. 1982. Polychlorodibenzo-*p*-dioxines: critères relatifs à leurs effets sur l'homme et son environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement. Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18575. 276 pp.

Crosby, D.G., A.S. Wong, J.R. Plimmer et E.A. Woolson. 1971. Photodecomposition of chlorinated dibenzo-*p*-dioxins. Science 173: 748-749. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Crummett, W.B. et R.H. Stehl. 1973. Determination of chlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in various materials. Environ. Health Perspect. 5: 15-25.

DiDomenico, A., V. Silano, G. Viviano et G. Zapponi. 1980. Accidental release of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) at Seveso, Italy. V. Environmental persistence of TCDD in soil. Ecotoxicol. Environ. Saf. 4: 339-345. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

Dobbs, A.J. et C. Grant. 1979. Photolysis of highly chlorinated dibenzo-*p*-dioxins by sunlight. Nature (London) 278: 163-165. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Canada-Ontario Review Board, Ottawa.

Firestone, D. 1977. Chemistry and analysis of pentachlorophenol and its contaminants. FDA By-lines 2: 57-89. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

Hawkes, C.L. et L.A. Norris. 1977. Chronic oral toxicity of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) to rainbow trout. Trans. Am. Fish. Soc. 106: 641-645. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

Helling, C.S., A.R. Isensee, E.A. Woolson, P.D.J. Ensor, G.E. Jones, J.R. Plimmer et P.C. Kearney. 1973. Chlorodioxins in pesticides, soils, and plants. J. Environ. Qual. 2: 171-178. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Isensee, A.R. 1978. Bioaccumulation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-para-dioxin. Ecol. Bull. 27: 255-262. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

Isensee, A.R. et G.E. Jones. 1975. Distribution of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) in an aquatic model ecosystem. Environ. Sci. Technol. 9: 668-672. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Jones, P.A. 1981. Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa. Analyse économique et technique SPE 3-EC-81-2F. 322 pp.

Kearney, P.C., E.A. Woolson et C.P. Ellington, Jr. 1972. Persistence and metabolism of chlorodioxins in soils. Environ. Sci. Technol. 6: 1017-1019. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Kenaga, E.E. 1980. Correlation of bioconcentration factors of chemicals in aquatic and terrestrial organisms with their physical and chemical properties. Environ. Sci. Technol. 14: 553-556. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

Kimbrough, R.D., H. Falk, P. Stehr et G. Fries. 1983. Health implications of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo dioxin (TCDD) contamination of residential soil. J. Toxicol. Environ. Health 14: 47-93.

Klecka, G.M. et D.T. Gibson. 1980. Metabolism of dibenzo-*p*-dioxin and chlorinated dibenzo-*para*-dioxins by a *Beijerinckia* species. Appl. Environ. Microbiol. 39: 288-296. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

Liberti, A., D. Brocco, I. Allegrini, A. Cecinato et M. Possanzini. 1978. Solar and UV photodecomposition of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*para*-dioxin in the environment. Sci. Total Environ. 10: 97-104. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Matsumura, F. et H.J. Benezet. 1973. Studies on the bioaccumulation and microbial degradation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin. Environ. Health Perspect. 5: 253-258. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Parlar, H., S. Gaeb et I. Gebefügi. 1978. Photochemical reactions of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) adsorbed on a silica gel. Pergamon Ser. Environ. Sci. 1: 465-466. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

Plimmer, J.R. 1978. Photolysis of TCDD and trifluratin on silica and soil. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 20: 87-92. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

Plimmer, J.R., U.I. Klingebiel, D.C. Crosby et A.S. Wong. 1973. Photochemistry of dibenzo-*p*-dioxins. *Dans* Chlorodioxins – Origin and Fate. E.H. Blair (ed.). Adv. Chem. Ser. No. 120. pp. 44-54. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

U.S. EPA. 1979. TCDD. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, and Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 34-1 à 34-9.

U.S. EPA. 1983. Dioxin Strategy. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 43 pp.

Ward, C.T. et F. Matsumura. 1976. Studies on the Degradation of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) in Lake Water and Sediments. Office of Water Research and Technology, Washington, D.C. U.S. Dep. Commerce. NTIS Rep. PB-264881. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

Ward, C.T. et F. Matsumura. 1977. Fate of 2,4,5-T Contaminant, 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) in Aquatic Environments. Office of Water Research and Technology, Washington, D.C. U.S. Dep. Commerce. NTIS Rep. PB-264187. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Ward, C.T. et F. Matsumura. 1978. Fate of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) in a model aquatic environment. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 7: 349-357. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

Yochim, R.S., A.R. Isensee et G.E. Jones. 1978. Distribution and toxicity of TCDD and 2,4,5-T in an aquatic model ecosystem. Chemosphere 7: 215-220.

Young, A.L. 1983. Long-term studies on the persistence and movement of TCDD in a natural ecosystem. *Dans* Human and Environ-

mental Risks of Chlorinated Dioxins and Related Compounds. R.E. Tucker, A.L. Young and A.P. Gray (eds.). Plenum Press, New York. pp. 173-190.

Young, A.L., C.E. Thalken et W.E. Ward. 1975. Studies on the Ecological Impact of Repetitive Aerial Application of Herbicides on the Ecosystem of Test Area C-52A, Eglin AFB, Florida. U.S. Air Force Armament Lab., Eglin Air Force Base, Florida. Tech. Rep. No. AFATL-TR-75-142. (Mentionnée dans Jones 1981.)

Young, A.L., J.A. Calcagni, C.E. Thalkeu et J.W. Tremblay. 1976. The toxicology, environmental fate and human risk of herbicide orange and its associated dioxin. United States Air Force Rep. No. OEHL-TR-78-92. (Mentionnée dans CNRC 1982.)

6.3.6.4 Polychlorobiphényles (PCB)

6.3.6.4.1 Utilisations et production

Les polychlorobiphényles (PCB) ont été largement utilisés à des fins industrielles en raison de leur excellente stabilité thermique, de leur excellente résistance à l'hydrolyse acide et basique, de leur inertie générale, de leur solubilité dans les solvants organiques, de leurs excellentes propriétés diélectriques, de leur résistance à l'oxydation et à la réduction et de leur ininflammabilité. Ce sont aussi de bons lubrifiants et ils possèdent une capacité mouillante élevée (Gustafson 1970; Safe et coll. 1982).

Les PCB commerciaux ont été largement utilisés dans l'industrie comme fluides caloporteurs, fluides hydrauliques, diluants pour solvants, plastifiants, et fluides diélectriques dans les condensateurs et les transformateurs (Hutzinger et coll. 1974). Les PCB servent aussi d'ignifuges, d'additifs, d'agents d'imperméabilisation, de peintures, d'adhésifs, d'encres d'impression et dans les pesticides (Nisbet et Sarofim 1972; Roberts et coll. 1979). On trouve des PCB dans des articles courants comme les plastiques, les papiers d'emballage, le papier carbone, les encres d'impression, les peintures et les pneus (McNeely et coll. 1980). Les PCB commerciaux peuvent aussi contenir des polychlorodibenzofuranes en diverses quantités (Mitchell et coll. 1984).

Depuis 1930, des quantités importantes de PCB ont été fabriquées et utilisées (Roberts et coll. 1979). En 1970, environ 31 000 t de PCB étaient vendues annuellement aux Etats-Unis (Hammond 1972). Jusqu'à 1971, la production cumulée totale de PCB en Amérique du Nord était évaluée à 500 000 t et la production mondiale, au double de cette quantité (OMS 1976). A partir de 1970, les Etats-Unis ont réduit volontairement leur production de PCB (Stratton et Sosbee 1976); de 1972 à 1974, elle était d'environ 20 000 $t \cdot a^{-1}$ en moyenne et la consommation annuelle américaine pendant cette même période était de 16 500 t (U.S. EPA 1980). La fabrication de PCB a cessé aux Etats-Unis en 1977 (AIRC 1978).

On a aussi fabriqué des PCB en Tchécoslovaquie, en France, en Grande-Bretagne, en Italie, au Japon, en Allemagne et en U.R.S.S., et la plupart de ces pays en produisent peut-être encore (Hutzinger et coll. 1974; Santé et Bien-être social Canada 1982).

Les PCB utilisés au Canada étaient presque exclusivement importés des Etats-Unis (Santé et Bien-être social Canada 1982). En 1970, année où les importations ont été maximales, 2450 t de PCB ont été importées des Etats-Unis comparativement à 1590 t en 1974 (Environnement Canada/Santé et Bien-être social Canada 1976). Le 1er juillet 1980, l'utilisation de chlorobiphényles a été complètement interdite dans tout produit, machine ou équipement fabriqué ou importé au Canada (Environnement Canada 1980). Au pays, les PCB ne sont plus utilisés que dans des appareils électriques, tels les transformateurs, dans lesquels ils sont isolés de l'extérieur.

Les polychlorobiphényles sont aussi connus sous d'autres noms: Aroclore (McNeely et coll. 1980), Clophène, Fenclor, Kanéchlor, Phénochlor, Phénoclor (Safe et coll. 1982), Pyralène, Santotherm et Pyranol (Safe et coll. 1982; Windholtz et coll. 1983).

6.3.6.4.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les PCB pénétrant dans l'environnement peuvent avoir des origines diverses, entre autres l'incinération à ciel ouvert ou la combustion incomplète de PCB ou des déchets contenant des PCB (Klein et Weisgerber 1976). La dispersion globale des PCB est probablement le résultat de leur volatilisation et de leur transport sous forme d'aérosols qui se déposent par la suite. Les PCB plus chlorés sont moins volatils que leurs analogues plus légers (U.S. EPA 1979). Entre 900 et 1800 $t \cdot a^{-1}$ de PCB s'échappent dans l'atmosphère à partir de matériaux plastifiés, alors qu'environ 3600 $t \cdot a^{-1}$ pénètrent dans l'eau avec les eaux d'égout par lessivage des lubrifiants, des fluides hydrauliques et des fluides caloporteurs et à partir des dépotoirs et des aires d'enfouissement de déchets (Hammond 1972). D'après des données de 1974, les effluents de 26 municipalités de l'Ontario auraient déversé des PCB dans les Grands lacs à raison de 245 $kg \cdot a^{-1}$ (Shannon et coll. 1976). Selon des études récentes (1983-1985) sur les effluents des usines d'épuration des eaux d'égout en Ontario, les concentrations de PCB ne sont pas décelables dans la plupart des cas. Les concentrations de PCB dans les effluents en renfermant des quantités décelables sont très proches du seuil de détection (tranche inférieure de l'intervalle des nanogrammes par litre) (Ralston 1986). Les Grands lacs reçoivent environ 29 $t \cdot a^{-1}$ de PCB à partir de l'atmosphère. La déposition humide compte pour 20-22 % de la déposition atmosphérique totale (CMI 1981).

6.3.6.4.3 Concentrations dans l'environnement

Les PCB comptent parmi les polluants les plus omniprésents et les plus persistants dans l'écosystème global (Wyndham et coll. 1976). Vu leur solubilité limitée dans l'eau, les PCB ne sont habituellement présents qu'à l'état de traces dans les eaux de surface. Les concentrations médianes de PCB dans les Grands lacs varient de 1 à 10 $ng \cdot L^{-1}$ dans l'ensemble des lacs. Les concentrations sont typiquement plus élevées dans les Grands lacs d'aval (p. ex. lac Erié, 2-10 $ng \cdot L^{-1}$) que dans les Grands lacs d'amont (p. ex. lac Supérieur, 1-2 $ng \cdot L^{-1}$) (Eisenreich et Johnson 1983). Les concentrations de PCB sont généralement plus élevées à proximité du rivage dans les Grands lacs. Par exemple, l'intervalle typique de concentrations dans les eaux du lac Ontario près du rivage est de 40-80 $ng \cdot L^{-1}$ (Simmons 1984). Les concentrations médianes de PCB dans les sédiments des Grands lacs variaient d'environ 3 à 100 $ng \cdot g^{-1}$ pour la période 1968-1975. Elles étaient plus élevées dans les Grands lacs d'aval (p. ex. lac Erié, 95 ± 114 $ng \cdot g^{-1}$) que dans les Grands lacs d'amont (p. ex. lac Supérieur, $3{,}3 \pm 5{,}7$ $ng \cdot g^{-1}$)

(Eisenreich et Johnson 1983). Les sédiments contaminés par des rejets ou des déversements industriels peuvent contenir des concentrations de PCB beaucoup plus élevées. Par exemple, on a trouvé que les sédiments de la rivière Niagara renfermaient jusqu'à 2,7 $mg \cdot kg^{-1}$ de PCB près de Queenston (Ontario) (Kauss et coll. 1983). Les concentrations de PCB dans les sédiments superficiels du secteur ouest du lac Erié (1985) et dans le havre Collingwood sur le lac Huron (1983) étaient de 20-675 $\mu g \cdot kg^{-1}$ et de 20-170 $\mu g \cdot kg^{-1}$ respectivement. L'industrialisation et les usines d'épuration sont à l'origine de ces concentrations élevées (Ralston 1986).

Les PCB sont rarement décelables dans l'eau potable au Canada. Les concentrations prévues sont en général inférieures à 1 $ng \cdot L^{-1}$. Aucun PCB n'a été décelé dans l'eau potable en Ontario en 1975 et en 1976 (Ontario Ministry of the Environment 1976). En 1980, des PCB ont été décelés (0,02 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans un des cinq échantillons d'eau traitée prélevés à St. Catharines. Dans des échantillons d'eau potable de Niagara-on-the-Lake et de Niagara Falls, aucun PCB n'était décelable (limite de détection = 0,02 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans l'eau potable traitée (Kauss et coll. 1983). Les PCB n'ont pas été décelés (limite de détection = 0,02 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans l'eau potable provenant de sept usines d'épuration en Ontario (Ontario Ministry of the Environment 1984).

Au Canada, on a trouvé des résidus de PCB dans le touladi, les phoques et les ours blancs de l'Arctique, dans des oiseaux, le saumon coho, et d'autres poissons des écosystèmes d'eaux intérieures, y compris ceux rattachés aux Grands lacs, de même que dans les oeufs d'oiseaux un peu partout au Canada (Environnement Canada Santé et Bien-être social Canada 1976; Roberts et coll. 1979). En général, les teneurs résiduelles les plus élevées en PCB sont mesurées dans les organismes aquatiques des régions industrialisées des Grands lacs et du Saint-Laurent. La faune de la côte de l'Atlantique renferme des teneurs résiduelles en PCB qui, bien que moins élevées que celles des régions intérieures, sont généralement supérieures à celles de la faune de la côte du Pacifique (Roberts et coll. 1979). En général, les teneurs résiduelles dans le touladi des lacs Ontario, Michigan, Huron et Supérieur ont diminué de 1977 à 1982. Par exemple, elles passaient de 8,0 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids humide) en 1977 à 3,7 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids humide) en 1981 (CMI 1983). Les teneurs résiduelles en PCB ont aussi diminué chez le queue à tache noire (Suns 1985) et chez les smolts de truite arc-en-ciel. Les teneurs résiduelles en PCB ont aussi baissé de 1973 à 1981 dans les oeufs de goélands argentés provenant de diverses colonies dans les Grands lacs (CMI 1983).

D'après la base de donnée NAQUADAT (1985), les eaux de surface d'une seule région au Canada ont été échantillonnées pour fins de dosage des PCB, soit celles de l'Atlantique où dix échantillonnages effectués avant 1980 ont permis de déceler des concentrations de 0,02-0,95 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection non précisée) (NAQUADAT 1985).

6.3.6.4.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

La formule empirique des polychlorobiphényles est $C_{12}H_{10-n}Cl_n$ où n peut varier de 1 à 10 (figure 6-12) (Santé et Bien-être social Canada 1982). En théorie, il y a 209 con-

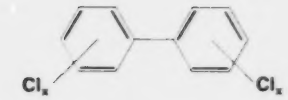


Figure 6-12. Structure générale des PCB.

génères possibles (Cook 1972; Hutzinger et coll. 1974) dont 194 possèdent plus de deux atomes de chlore (Santé et Bien-être social Canada 1982). On a identifié environ 100 composés différents dans diverses préparations de PCB (Hutzinger et coll. 1974). Les PCB portant au moins cinq atomes de chlore par molécule sont dits "chlorobiphényles supérieurs" et sont relativement plus persistants dans l'environnement que les "chlorobiphényles inférieurs", qui possèdent au plus quatre atomes de chlore (Roberts et coll. 1979; U.S. EPA 1980). Il existe peu de données sur la chimie et la biologie de chaque congénère. La plupart des données existantes se rapportent à des mélanges commerciaux de PCB (Hutzinger et coll. 1974; Peakall 1975; Environnement Canada Santé et Bien-être social Canada 1976).

Les propriétés physiques et chimiques des divers PCB varient beaucoup selon le degré de chloration et la position des substituants (U.S. EPA 1979). La plupart des PCB sont légèrement solubles dans l'eau et leur solubilité diminue à mesure qu'augmente la proportion de chlore dans la molécule. Certains des PCB inférieurs (p. ex. certains biphényles monochlorés et dichlorés) sont plus solubles (Zitko 1970; Nisbet et Sarofim 1972; Mackay et Wolkoff 1973; Neely 1977; U.S. EPA 1979). D'après des estimations, la solubilité des PCB varie de 2,7 à 15 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1979). Certaines données laissent supposer que les solutions de PCB dans l'eau sont en réalité des émulsions stables d'agrégats de PCB et la solubilité réelle d'au moins une préparation commerciale est inférieure à 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau douce (Schoor 1975). Les PCB, à l'exception de certains composés inférieurs, sont peu volatils et sont solubles dans les solvants organiques, surtout les hydrocarbures. Leur constante diélectrique est élevée et ils sont inertes en présence d'acides, d'alcalis et d'autres substances chimiques corrosives. Ils résistent aussi à l'oxydation, à la combustion et à des températures supérieures à leur point d'ébullition (Roberts et coll. 1979). Il faut des températures dépassant 1000 °C pour les brûler complètement (Hammond et coll. 1972; U.S. Interdepartmental Force on PCBs 1972; Hutzinger et coll. 1974).

La sorption sur les sédiments est le principal mécanisme d'élimination des PCB de l'eau (U.S. EPA 1979). Dans l'environnement aquatique, les concentrations de PCB sont habituellement beaucoup plus élevées dans les sédiments que dans les eaux qui les recouvrent (Crump-Wiesner et coll. 1974; Dennis 1976; Young et coll. 1976). Les PCB ont une grande affinité pour les matières solides en suspension, surtout celles à forte teneur en carbone organique (Hamelink et coll. 1971; U.S. EPA 1979), ce qui correspond à leur faible solubilité dans l'eau et à leur coefficient élevé de partage octanol/eau (la valeur calculée de log P_{oe} varie de 3,76 pour le biphényle à 8,26 pour le décachlorobiphényle) (Miller et coll. 1985).

On a montré que la photolyse des PCB était possible en solvants non aqueux. La comparaison des vitesses de pho-

tolyse en solutions saturées d'oxygène et en solutions déficientes en oxygène a montré que ce gaz supprime la photolyse, apparemment par extinction des radicaux libres. La photodégradation des PCB supérieurs est plus rapide que celle des PCB inférieurs. Des études en laboratoire ont permis de prévoir que la déchloration photolytique serait un processus très lent en milieu aquatique (Safe et coll. 1976; Bunce et coll. 1978).

Les PCB sont très résistants à l'oxydation et à l'hydrolyse (Hutzinger et coll. 1974); on ne prévoit donc pas que ces processus jouent un rôle important dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979). On a constaté que la pression de vapeur des PCB était très basse, variant, par exemple, de 1,8 Pa pour le biphényle à 0,46 mPa pour le 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphényle (Burkhard et coll. 1985). Ainsi, la volatilisation à partir de l'eau des PCB de masse moléculaire plus élevée est faible, prévoit-on. On a calculé des demi-vies de 9-12 h (Mackay et Leinonen 1975); cependant des études effectuées sur le terrain et sur des systèmes sédiments-eau montrent que les demi-vies sont considérablement plus longues (p. ex. 1260 h) (Oloffs et coll. 1972).

La sensibilité des divers PCB à la biodégradation varie beaucoup. Les PCB comportant au plus trois atomes de chlore par molécule peuvent être biodégradés par de nombreux organismes; par contre, ceux possédant au moins cinq atomes de chlore résistent à la biodégradation et à la biotransformation. La sensibilité à la métabolisation des tétrachlorobiphényles est intermédiaire (U.S. EPA 1979; Furukawa 1982).

Les PCB, et surtout les "chlorobiphényles supérieurs", sont solubles dans les lipides des systèmes biologiques et ont donc tendance à s'accumuler dans les tissus adipeux (Metcalf et coll. 1975; Roberts et coll. 1979). On a signalé des facteurs de bioconcentration de 200 000 au moins chez la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (Duke 1971; Neely 1977) et chez la crevette rose (Klein et Weisgerber 1976) et jusqu'à 1 000 000 chez d'autres organismes (U.S. Interdepartmental Task Force on PCBs 1972; Hansen 1976; Nebeker 1976; Nisbet 1976). En conséquence, la contamination de l'eau par des concentrations relativement faibles de PCB peut se traduire par l'accumulation de teneurs assez élevées de ces produits dans les biotes (Roberts et coll. 1979). Il ne semble cependant pas que la bioamplification dans le réseau alimentaire aquatique soit un facteur important (Metcalf et coll. 1975; Clayton et coll. 1977).

6.3.6.4.5 Bibliographie

AIRC. 1978. Vol. 18. Polychlorinated Biphenyls and Polybrominated Biphenyls. Agence internationale de recherche sur le cancer. Cancer monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. Genève. p. 43.

Bunce, N.J., Y. Kumar et B.G. Brownlee. 1978. An assessment of the impact of solar degradation of polychlorinated biphenyls in the aquatic environment. Chemosphere 7: 155-164.

Burkhard, L.P., A.W. Andren et D.E. Armstrong. 1985. Estimation of vapour pressures for polychlorinated biphenyls. A comparison of eleven predictive models. Environ. Sci. Technol. 19: 506-507.

Clayton, J.R., Jr., S.P. Parlov et N.F. Breitner. 1977. Polychlorinated biphenyls in coastal marine zooplankton: bioaccumulation by equilibrium partitioning. Environ. Sci. Technol. 11: 676-682.

Cook, J.W. 1972. Some chemical aspects of polychlorinated biphenyls (PCBs). Environ. Health Perspect. 1: 3-13.

CMI. 1981. Report on Great Lakes Water Quality – Appendix. Great Lakes Surveillance. Great Lakes Water Quality Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

CMI. 1983. Report on Great Lakes Water Quality – Appendix. Great Lakes Water Quality Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Crump-Wiesner, H.J., H.R. Feltz et M.L. Yates. 1974. Pesticides in water: a study of the distribution of polychlorinated biphenyls in the aquatic environment. Pestic. Monit. J. 8: 157-161. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

Dennis, D.S. 1976. Polychlorinated biphenyls in surface waters and bottom sediments of the major basins of the United States. *Dans* National Conference on Polychlorinated Biphenyls, November 19-21, 1975, Chicago, Illinois. F.A. Ayers (compiler). Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/6-75-004. pp. 183-194. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

Duke, T.W. 1971. PCB Newsletter, 28 July. p. 8. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Fisenreich, S.J. et T.C. Johnson. 1983. PCBs in the Great Lakes: sources, sinks, burdens. *Dans* PCBs: Human and Environmental Hazards. F.M. D'Itri and M.A. Kamrin (eds.). Butterworth Publ., Boston, Massachusetts. pp. 49-75.

Environnement Canada. 1980. Loi sur les contaminants de l'environnement. Règlement nº 1 sur les chlorobiphényles, amendement. La Gazette du Canada, partie II, vol. 114(13): 2272-2274. Imprimeur de la Reine, Ottawa.

Environnement Canada Santé et Bien-être social Canada. 1976. Background to the Regulation of Polychlorinated Biphenyls (PCB) in Canada. Rapport du Groupe d'étude sur les PCB au Comité sur les contaminants de l'environnement d'Environnement Canada et de Santé et Bien-être social Canada. Rapport technique 76-1. (Mentionnée dans Roberts et coll. 1978.)

Furukawa, K. 1982. Microbial degradation of polychlorinated biphenyls. *Dans* Biodegradation and Detoxification of Environmental Pollutants. A.M. Chakrabarty (ed.). CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida. pp. 33-57.

Gustafson, C.G. 1970. PCB's – prevalent and persistent. Environ. Sci. Technol. 4: 814-819. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Hamelink, J.L., R.C. Waybrant et R.C. Ball. 1971. A proposal: exchange equilibria control the degree chlorinated hydrocarbons are biologically magnified in lentic environments. Trans. Am. Fish. Soc. 100: 207-214. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Hammond, A.L. 1972. Chemical pollution: polychlorinated biphenyls. Science 175: 155-156.

Hammond, P.B., I.C.T. Nisbet, A.F. Sarofim, W.H. Drury, N. Nelson et D.P. Rall. 1972. PCBs – environmental impact. Environ. Res. 5: 249-362.

Hansen, D.J. 1976. PCBs: Effects on and accumulation by estuarine organisms. *Dans* National Conference on Polychlorinated Biphenyls, November 19-21, 1975, Chicago, Illinois. F.A. Ayer (compiler). Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/6-75-004. pp. 282-283. (Mentionnée dans Roberts et coll. 1978.)

Hutzinger, O., S. Safe et V. Zitko. 1974. The Chemistry of PCBs. CRC Press, Cleveland, Ohio.

Kauss, P.B., K. Suns et A.F. Johnson. 1983. Monitoring of PCBs in water. *Dans* Physical Behaviour of PCBs in the Great Lakes. D. Mackay and S. Paterson (eds.). Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Michigan. pp. 385-409.

Klein, W. et I. Weisgerber. 1976. PCBs and environmental contamination. Environ. Qual. Saf. 5: 237-250. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9: 1178-1180.

Mackay, D. et A.W. Wolkoff. 1973. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 7: 611-614.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Biphényles polychlorés (PCB). *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des

eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. I5-I6.
Metcalf, R.L., J.R. Sanborn, P.-Y. Lu et D. Nye. 1975. Laboratory model ecosystem studies of the degradation and fate of radiolabeled tri-, tetra- and pentachlorobiphenyls compared with DDE. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 3: 151-165.
Miller, M.M., S.P. Wasik, G.-L. Huang, W.-Y. Shiu et D. Mackay. 1985. Relationships between octanol-water partition coefficient and aqueous solubility. Environ. Sci. Technol. 19: 522-529.
Mitchell, M.F., H.A. McLeod et J.R. Roberts. 1984. Polychlorinated Dibenzofurans: Criteria for Their Effects on Humans and the Environment. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 22846. 243 pp.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Nebeker, A.V. 1976. Summary of recent information regarding effects of PCBs on freshwater organisms. *Dans* National Conference on Polychlorinated Biphenyls (November 19-21, 1975, Chicago, Illinois). F.A. Ayer (compiler). Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560 6-75-004. pp. 284-291. (Mentionnée dans Roberts et coll. 1978.)
Neely, W.B. 1977. A material balance study of polychlorinated biphenyls in Lake Michigan. Sci. Total Environ. 7: 117-129.
Nisbet, I.C.T. 1976. Criteria Document for PCBs. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 9-76-021.
Nisbet, I.C.T. et A.F. Sarofim. 1972. Rates and routes of transport of PCBs (polychlorinated biphenyls) in the environment. Environ. Health Perspect. 1: 21-38. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)
Oloffs, P.C., L.J. Albright et S.Y. Szeto. 1972. Fate and behaviour of five chlorinated hydrocarbons in three natural waters. Can. J. Microbiol. 18: 1393-1398.
OMS. 1976. Polychlorobiphényles et polychloroterphényles. Critère d'hygiène de l'environnement 2. Organisation mondiale de la santé, Genève.
Ontario Ministry of the Environment. 1976. Polychlorinated Biphenyls in the Ontario Environment. Toronto, Ontario.
Ontario Ministry of the Environment. 1984. Drinking Water Survey of Selected Municipalities in the Niagara Area and Lake Ontario, November. Toronto, Ontario.
Peakall, D.B. 1975. PCBs and their environmental effects. CRC Crit. Rev. Environ. Control 5: 469-508.
Ralston, J.G. 1986. Communication personnelle. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto (Ontario).
Roberts, J.R., D.W. Rodgers, J.R. Bailey et M.A. Rorke. 1979. Polychlorobiphényles: critères biologiques pour évaluer leurs effets sur l'état de l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16078. 208 pp.
Safe, S., N.J. Bunce, B. Chittin, O. Hutzinger et L.O. Ruzo. 1976. Photodecomposition of halogenated aromatic compounds. *Dans* Identification and Analysis of Pollutants in Water. L.H. Keith (ed.). Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Michigan. pp. 35-47.
Safe, S., A. Parkinson, L. Robertson, L. Safe et S. Bandiera. 1982. Polychlorobiphényles: effets de la structure sur l'activité biologique et toxique. *Dans* Atelier sur les effets combinés des xénobiotiques (22-23 juin 1981, Ottawa (Ontario)). H.F. Stich, H.W. Leung et J.R. Roberts (rédacteurs). Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18978.
Santé et Bien-être social Canada. 1982. Biphényles polychlorés (PCB). *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Ottawa, Canada. pp. 207-222.
Schoor, W.P. 1975. Problems associated with low-solubility components in aquatic toxicity tests: theoretical model and solubility characteristics of Aroclor 1254 in water. Water Res. 9: 937-944.
Shannon, E.E., F.J. Ludwig et I. Valdmanis. 1976. Polychlorinated Biphenyls in Municipal Wastewaters: An Assessment of the Problem in the Canadian Lower Great Lakes. Canada Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Ottawa. Res. Rep. No. 49.
Simmons, M.S. 1984. PCB contamination in the Great Lakes. *Dans* Toxic Contaminants in the Great Lakes. J.O. Nriagu and M.S. Simmons (eds.). John Wiley & Sons, New York. pp. 287-309.
Stratton, C.L. et J.B. Sosbee, Jr. 1976. PCB and PCT contamination of the environment near sites of manufacture and use. Environ. Sci. Technol. 10: 1229-1233. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)
Suns, K. 1985. Temporal Trends and Spatial Distribution of Organochlorine and Mercury Residues in Great Lakes Spottail Shiners. Unpublished report. Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario.
U.S. EPA. 1979. Polychlorinated biphenyls. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029a. pp. 36-1 à 36-18.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Regulations and Standards Criteria, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 5-80-068.
U.S. Interdepartmental Task Force on PCBs. 1972. PCBs and the Environment. Springfield, Virginia. Natl. Tech. Inf. Serv. Rep. ITF-PCB-72-1. 179 pp.
Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. 10th edition. Merck and Co., Inc., Rahway, New Jersey.
Wyndham, C., J. Devenish et S. Safe. 1976. The *in vitro* metabolism, macromolecular binding and bacterial mutagenicity of 4-chlorobiphenyl, a model PCB substrate. Res. Commun. Chem. Pathol. Pharmacol. 15: 563-570. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)
Young, D.R., D.J. McDermott et T.C. Heeson. 1976. Marine inputs of polychlorinated biphenyls off southern California. *Dans* National Conference on Polychlorinated Biphenyls, November 19-21, 1975, Chicago, Illinois. F.A. Ayers (compiler). Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560 6-75-004. pp. 199-208. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)
Zitko, V. 1970. Polychlorinated biphenyls (PCB) solubilized in water by nonionic surfactants for studies of toxicity to aquatic animals. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 5: 279-285.

6.3.7 Demande biochimique en oxygène

La demande biochimique en oxygène (DBO) d'une eau peut être définie comme la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes aérobies pour oxyder la matière organique en une espèce inorganique stable. On la détermine en laboratoire au moyen de méthodes normalisées appliquées pour mesurer la demande relative en oxygène d'un échantillon d'eau. La détermination de la DBO permet d'évaluer la quantité d'oxygène nécessaire pour l'oxydation microbienne de la matière organique (composés du carbone) et la quantité d'oxygène nécessaire pour l'oxydation de matières inorganiques comme les sulfures et le fer ferreux. Elle permet également de mesurer la quantité d'oxygène utilisée pour oxyder les espèces réduites d'azote (composés de l'azote). La DBO est généralement exprimée en termes de la quantité d'oxygène consommé pendant une période donnée à une température d'incubation spécifiée. On a adopté une période d'incubation de cinq jours et une température de 20 °C; c'est pourquoi on l'appelle généralement DBO_5 (McNeely et coll. 1980; Greenberg et coll. 1981).

Tableau 6-108. Intervalle de concentrations de la DBO dans les eaux de surface au Canada

Région	Intervalle[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	0-470	681	Avant 1980
Ouest	0-104	3231	Avant 1980
Centre	0-450	1743	Avant 1980
Atlantique	0,3-9	22	1980

[1] Limite de détection = 0,01 $mg \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

Puisque la DBO ne mesure que la quantité d'oxygène consommé lors d'un essai normalisé, elle n'indique pas la présence de matières non biodégradables et ne tient pas compte des effets toxiques ou inhibiteurs des matières sur l'activité microbienne (McNeely et coll. 1980; Greenberg et coll. 1981).

Les intervalles des valeurs de la DBO dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-108.

6.3.7.1 Bibliographie

Greenberg, A.E., J.J. Connors et D. Jenkins (eds.). 1981. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1134 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Oxygène – Demandes biochimique et chimique en oxygène. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 39-40.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

6.3.8 Demande chimique en oxygène

La demande chimique en oxygène (DCO) est une mesure de la quantité d'oxygène équivalant à la quantité de matières organiques dans un échantillon d'eau, qui peut être oxydée par un oxydant chimique puissant comme le dichromate. Le chauffage au reflux en présence de dichromate permet d'oxyder la plupart des composés organiques à 95-100 % de la valeur théorique. Toutefois, certains composés organiques ne sont pas oxydés, par exemple les pyrimidines et les composés organiques pour lesquels le temps de contact est insuffisant en raison de leur volatilité. La partie carbonée des produits azotés est oxydée, mais l'ammoniac n'est pas oxydé à moins d'être en présence de concentrations importantes de chlorures. Puisqu'elle n'est pas spécifique, la DCO n'indique pas la nature des matières oxydables et ne permet pas non plus de différencier les matières organiques et inorganiques présentes dans un échantillon d'eau (McNeely et coll. 1980; Greenberg et coll. 1981).

Les intervalles des valeurs de la DCO dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-109.

Tableau 6-109. Intervalle de concentrations de la DCO dans les eaux de surface au Canada

Région	Intervalle[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	10-105	311	Avant 1980
Ouest	0,03-197	560	Avant 1980
Centre	10-70	323	Avant 1980
Atlantique	16-59	19	1980

[1] Limite de détection = 1 $mg \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

6.3.8.1 Bibliographie

Greenberg, A.E., J.J. Connors et D. Jenkins (eds.). 1981. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1134 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Oxygène – Demande chimique en oxygène. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 39-40.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

6.3.9 Diphénylhydrazine

6.3.9.1 Utilisations et production

Le chlorhydrate de 1,2-diphénylhydrazine est utilisé comme réactif lors de la fabrication de l'arabinose et du lactose. Il est également utilisé pour la synthèse de la phénylbutazone et comme produit de départ pour la fabrication de la benzidine, un produit intermédiaire dans la production de colorants (U.S. EPA 1980; Verschueren 1983). L'azobenzène a été utilisé comme acaricide (Worthing 1983), mais il n'est pas enregistré comme tel au Canada (Agriculture Canada 1984).

Aucun renseignement concernant la production ou l'importation de ce produit au Canada n'est disponible.

6.3.9.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Peu de renseignements de nature quantitative sont disponibles, mais on sait que la diphénylhydrazine et l'azobenzène peuvent pénétrer dans l'environnement aquatique lors de leur fabrication, de leur utilisation et de leur élimination.

On a détecté de la 1,2-diphénylhydrazine dans cinq échantillons sur 17 prélevés dans la rivière Sainte-Claire en 1979 et en 1980. Les concentrations n'ont toutefois pas été mesurées. On a estimé à plus de 0,02 $kg \cdot j^{-1}$ les apports totaux de diphénylhydrazine provenant de 14 points de déversement industriels et municipaux dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario) (Environnement Canada 1984).

6.3.9.3 Concentrations dans l'environnement

On a détecté de la 1,2-diphénylhydrazine dans l'eau potable (1 $\mu g \cdot L^{-1}$) aux Etats-Unis et de l'azobenzène dans les effluents industriels (Shackelford et Keith 1976).

On n'a pas détecté de 2,6-diphénylhydrazine dans trois échantillons prélevés dans la rivière Sainte-Claire en 1979 (Munro et coll. 1985). De même on n'a observé aucune concentration décelable de 1,2-diphénylhydrazine dans l'eau du Saint-Laurent à Cornwall (Ontario) en 1980 (Environnement Canada 1984).

Tableau 6-110. Propriétés physiques et chimiques de la 1,2-diphénylhydrazine et de l'azobenzène

Composé	Poids moléculaire	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Pression de vapeur (kPa (°C))	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$ (°C))	Coefficient de partage octanol-eau ($\log P_{oe}$)
1,2-diphénylhydrazine	184,23	126	—	—	—	3,03
Azobenzène	182,23	68,3	293	$1,3 \times 10^{-1}$ (103)	0,252 (20)	3,82

Sources: U.S. EPA 1979; Verschueren 1983.

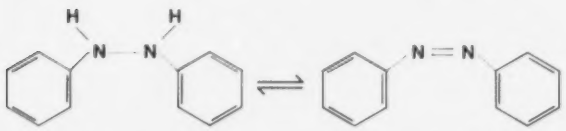


Figure 6-13. Equilibre entre 1,2-diphénylhydrazine et azobenzène.

6.3.9.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Dans des solutions aqueuses aérées, la 1,2-diphénylhydrazine (figure 6-13) est en équilibre redox avec l'azobenzène (Griffiths 1972; Rao et Hayon 1976). Puisque l'azobenzène prédomine dans les eaux bien aérées (Blackadder et Hinshelwood 1957; Rao et Hayon 1976), l'examen du devenir de la 1,2-diphénylhydrazine dans l'environnement doit englober les deux espèces (Griffiths 1972; Rao et Hayon 1976). Le tableau 6-110 présente certaines des propriétés physiques et chimiques de la 1,2-diphénylhydrazine et de l'azobenzène.

La 1,2-diphénylhydrazine et l'azobenzène possèdent des coefficients de partage octanol/eau relativement élevés selon le potentiel redox (Fujita et coll. 1964; Leo et coll. 1971) et devraient être sorbés assez fortement par la matière particulaire (U.S. EPA 1979). On a constaté que l'azobenzène est fortement sorbé par les minéraux silicatés (Sato 1956; Zubareva et coll. 1974).

Puisque l'azobenzène possède une pression de vapeur très faible (U.S. EPA 1979; Verschueren 1983) et une affinité élevée pour les matières lipophiles (Leo et coll. 1971), on ne s'attend pas que sa volatilisation à partir de l'eau soit importante. De la même façon, la 1,2-diphénylhydrazine devrait être relativement non volatile (U.S. EPA 1979).

La biodégradation de la 1,2-diphénylhydrazine et de l'azobenzène dans l'environnement aquatique n'a pas été étudiée (U.S. EPA 1979). La valeur calculée de leur coefficient de partage octanol/eau indique qu'il y a possibilité de bioaccumulation, mais les résidus dans les organismes aquatiques n'ont pas été examinés (U.S. EPA 1980).

6.3.9.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Blackadder, D.A. et C. Hinshelwood. 1957. The kinetics of the rearrangement and oxidation of hydrazobenzene in solution. J. Chem. Soc. 1957: 2898-2903. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Fujita, T., J. Iwasa et C. Hansch. 1964. A new substituent constant,], derived from partition coefficients. J. Am. Chem. Soc. 86: 5175-5180. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Griffiths, J. 1972. Photochemistry of azobenzene and its derivatives. Chem. Soc. Rev. 1: 481-493.

Leo, A., C. Hansch et D. Elkins. 1971. Partition coefficients and their uses. Chem. Rev. 71: 525-612.

Munro, J.R., M.G. Foster, T. Pawson, A. Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey, 1979-1980. Ontario Ministry of the Environment Environnement Canada, Toronto Ottawa (Ontario). 194 pp.

Rao, P.S. et E. Hayon. 1976. Correlation between ionization constants of organic free radicals and electrochemical properties of parent compounds. Anal. Chem. 48: 564-568.

Sato, C. 1956. Adsorption of some azo dyes by montmorillonite in relation to the composite character of its surface. J. Chem. Soc. Jpn., Pure Chem. Sect. 77: 716-720. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Shackelford, W.M. et L.H. Keith. 1976. Frequency of Organic Compounds Identified in Water. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. EPA 600/4-76-062.

U.S. EPA. 1979. 1,2-Diphenylhydrazine (Hydrazobenzene). *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029b. pp. 104-1 à 104-9.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Diphenylhydrazine. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-062.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 570.

Zubareva, N.A., A.V. Kiselev et V.L. Lygin. 1974. Ultraviolet spectra of organic bases adsorbed on the surfaces of pure and alumina-modified silicas. Kinet. Katal. 15: 483-487. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

6.3.10 Ethers halogénés

6.3.10.1 Utilisations et production

Les éthers halogénés sont utilisés pour la synthèse de produits chimiques industriels et pour la fabrication de textiles et de pesticides. On les utilise également comme solvants

Tableau 6-111. Propriétés physiques et chimiques des haloéthers

Composé	Formule moléculaire	Poids moléculaire	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Pression de vapeur (kPa (°C))	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$ (°C))	Coefficient de partage octanol/eau (log P_{oe})
2-Chloroéthoxyéthylène	C_4H_7OCl	106,55	—	108	3,6 (20)[1]	15 000 (25)[2]	1,28[3]
Ether bis(chlorométhylique)	$C_2H_4OCl_2$	114,96	−41,5	104	4,0 (22)[1]	22 000 (25)[2]	−0,38[4]
Ether bis(2-chloroéthylique)	$C_4H_8OCl_2$	143,02	−46,8	178	0,1 (20)[5]	10 200 (25)[5]	1,58[3]
Ether bis(2-chloroisopropylique)	$C_6H_{12}OCl_2$	171,07	−97	189	0,1 (20)[5]	1 700 (25)[5]	2,58[3]
bis(2-chloroéthoxy)méthane	$C_5H_{10}O_2Cl_2$	173,1	—	218,1	<0,01 (20)[1]	81 000 (25)[2]	1,26[3]
Ether 4-chlorophénylique	$C_{12}H_9OCl$	203,66	−8	293,03[6]	4×10^{-4} (25)[7]	3,3 (25)[7]	4,08[7]
Ether 4(bromophénylique)	$C_{12}H_9OBr$	249,11	18,72	310,14	2×10^{-4} (20)[1]	—	4,28[3]

[1] Dreisbach 1952.
[2] Moriguchi 1975.
[3] Leo et coll. 1971.
[4] Radding et coll. 1977.
[5] Verschueren 1983.
[6] Dow Chemical Company 1979.
[7] Branson 1977.

Sources: U.S. EPA 1979; Verschueren 1983.

pour des réactions de polymérisation (U.S. EPA 1980a, b). En 1981, la fabrication de produits chimiques industriels au Canada a utilisé 514 t d'éthers (y compris les éther-alcools, les éther-phénols, les peroxy-alcools et des peroxy-éthers ainsi que leurs dérivés) (Statistique Canada 1984).

On ne dispose d'aucune donnée sur la production d'éthers halogénés au Canada. On ne dispose également d'aucune donnée sur les importations de chloroéthoxyéthylène, car ce composé n'est pas classé dans une catégorie distincte dans la publication de Statistique Canada (1983). Il est plutôt regroupé avec d'autres éthers acycliques non spécifiés et leurs dérivés, ce qui indique que les importations ne sont probablement pas très importantes. En 1982, on a importé au Canada 1 t d'éther dichloréthylique et aucune en 1981. En 1982, on a importé 0,17 t d'éther dichlorométhylique et aucun chiffre n'a été signalé pour 1981. Selon les rapports, le Canada n'a pas importé d'éther dichloroisopropylique en 1981 et 1982 (Statistique Canada 1983).

6.3.10.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les effluents des procédés industriels et de fabrication peuvent être à l'origine des éthers halogénés présents dans l'environnement aquatique. On a identifié plusieurs éthers chlorés dans les effluents (U.S. EPA 1980a, b). Au cours d'une étude effectuée en 1980-1981 sur divers contaminants présents dans un effluent final d'origine industrielle déversé dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario), on n'a pas trouvé de concentrations décelables (limite de détection = 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) d'éther bis(chlorométhylique), d'éther bis(2-chloroéthylique), de bis(2-chloroéthoxy)méthane, d'éther 4-chlorophénylique et d'éther 4(bromophénylique) dans 13 échantillons (Environnement Canada 1984). On a décelé de l'éther bis(2-chloroisopropylique) dans trois des cinq échantillons prélevés dans les effluents de diverses usines pétrochimiques rejetés dans la rivière Sainte-Claire; les concentrations variaient de 1-10 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Munro et coll. 1985).

6.3.10.3 Concentrations dans l'environnement

On a identifié la présence d'éthers chlorés dans des eaux de rivière et dans de l'eau potable traitée à divers endroits aux Etats-Unis. Cependant, les concentrations étaient généralement en nanogrammes ou à peine supérieures à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1980a, b). On a décelé de l'éther bis(2-chloroisopropylique) dans l'un des trois échantillons prélevés dans la rivière Sainte-Claire en 1980, sans toutefois en déterminer la concentration (Munro et coll. 1985). Les résultats des échantillonnages relatifs aux éthers halogénés ne sont pas signalés dans la base de données NAQUADAT (1985).

6.3.10.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les éthers halogénés sont des composés de formule R-O-R', où R et R' sont des groupements aliphatiques ou aromatiques renfermant un ou plusieurs halogènes. A quelques exceptions près, le devenir de ces composés dans l'environnement aquatique n'a pas été élucidé complètement (U.S. EPA 1979, 1980a, b). Les propriétés physiques et chimiques de certains éthers halogénés figurent au tableau 6-111. La plupart des éthers halogénés examinés sont relativement solubles dans l'eau, et les composés de faible masse moléculaire ont des pressions de vapeur relativement élevées. La réactivité chimique de ces composés varie beaucoup selon la nature du groupement alkyl ou aryl et selon la position de l'halogène, ce qui était prévisible (U.S. EPA 1979).

On ne dispose d'aucune donnée spécifique sur la sorption des éthers halogénés sur des solides organiques ou inorganiques. A l'exception du 4-chlorophénoxybenzène et du 4-bromophénoxybenzène, les éthers halogénés ont des coefficients de partage octanol/eau relativement faibles, ce qui indique une affinité peu marquée pour les substances lipophiles (Leo et coll. 1971; Branson 1977; Radding et coll. 1977). En raison de leur coefficient de partage octanol/eau relativement élevé (P_{oe} >4), on pourrait s'attendre que le 4-chlorophénoxybenzène et le 4-bromophénoxybenzène soient

répartis dans les sédiments organiques (Leo et coll. 1971; Branson 1977). La concentration du 4-chlorophénoxybenzène était quatre fois plus élevée dans les sédiments que dans l'eau comme en témoignent des études sur la biodégradation utilisant des boues (Branson 1977). Cependant, des études effectuées dans la rivière Ohio ont indiqué que l'éther bis(2-chloroéthylique) et l'éther bis(2-chloroisopropylique) n'étaient pas répartis dans les sédiments (Kleopfer et Fairless 1972).

On ne prévoit pas que la photolyse et l'oxydation jouent un rôle important dans l'élimination des éthers halogénés de l'environnement aquatique (Radding et coll. 1977; U.S. EPA 1979). A l'exception de l'éther bis(chlorométhylique), l'hydrolyse des éthers halogénés serait trop lente dans des conditions environnementales caractéristiques (Radding et coll. 1977; U.S. EPA 1979). On a constaté que l'éther bis(chlorométhylique) (1 $mg \cdot L^{-1}$) était rapidement hydrolysé à un pH d'environ 7 et à 20 °C, avec une demi-vie de 38 s (Tou et Kalleo 1976).

Il existe peu de données sur la biodégradation et la bioaccumulation des éthers halogénés. Les boues activées exigent une période d'acclimatation de 25-30 j pour dégrader l'éther bis(2-chloroéthylique) et l'éther bis(2-chloroisopropylique) (Ludzack et Ettinger 1963). En outre, selon des études effectuées dans la rivière Ohio en aval d'un point de rejet d'effluents industriels, il n'y avait ni biodégradation, ni sorption, ni volatilisation de ces composés (Kleopfer et Fairless 1972). On a trouvé une demi-vie de 4 h pour le 4-chlorophénoxybenzène au cours du traitement par des boues activées. Cependant, il n'y avait qu'une très faible dégradation du 4-chlorophénoxybenzène dans des expériences où les conditions se rapprochaient plus des conditions naturelles (Branson 1978). On rapporte un facteur de bioconcentration à l'état d'équilibre de 736 ± 89 dans le muscle de la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) après une exposition de 8,9 j (Branson 1977). Après une exposition de 14 j au bis(2-chloroéthylique), on retrouve un facteur de bioconcentration de 11 dans le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (U.S. EPA 1978). Peu de données existent sur la bioconcentration d'autres éthers halogénés.

6.3.10.5 Bibliographie

Branson, D.R. 1977. A new capacitor fluid – a case study in product stewardship. *Dans* Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation. F.L. Meyer and J.L. Hamelink (eds.). American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania. ASTM Spec. Tech. Publ. 634. pp. 44-61.

Branson, D.R. 1978. Predicting the fate of chemicals in the aquatic environment from laboratory data. *Dans* Estimating the Hazard of Chemical Substances to Aquatic Life. J. Cairns, Jr., K.L. Dickson and A.W. Maki (eds.). American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania. ASTM Spec. Tech. Publ. 657. pp. 55-70.

Dow Chemical Company. 1979. Halogenated Ethers. 2020 Dow Center, Midland, Michigan. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Dreisbach, R.R. 1952. Pressure-volume-temperature Relationships of Organic Compounds. 3rd edition. Handbook Publ., Inc., Cleveland, Ohio. 349 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Kleopfer, R.D. et B.J. Fairless. 1972. Characterization of organic compounds in a municipal water supply. Environ. Sci. Technol. 6: 1036-1037.

Leo, A., C. Hansch et D. Elkins. 1971. Partition coefficients and their uses. Chem. Rev. 71: 525-612.

Ludzack, F.J. et M.B. Ettinger. 1963. Biodegradability of organic chemicals isolated from rivers. Eng. Bull. Purdue Univ., Eng. Ext. Ser. 115: 278-282. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Moriguchi, I. 1975. Quantitative structure-activity studies on parameters related to hydrophobicity. Chem. Pharm. Bull. 23: 247-257.

Munro, R.J., M.G. Foster, T. Pawson, A. Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey, 1979-1980. Ontario Ministry of the Environment Environnement Canada, Toronto/Ottawa (Ontario). 194 pp.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Radding, S.B., D.H. Liu, H.L. Johnson et T. Mill. 1977. Review of the Environmental Fate of Selected Chemicals. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560 5-77-003. 147 pp.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Produits chimiques industriels et agricoles, 1982. Catalogue nº 46-224.

Tou, J.C. et G.J. Kalleo. 1976. Possible formation of bis-(chloromethyl) ether from reactions of formaldehyde and chloride ion. Anal. Chem. 48: 958-963.

U.S. EPA. 1978. In-depth Studies in Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S. Environmental Protection Agency. Contract No. 68-01-4646.

U.S. EPA. 1979. Bis(chloromethyl) ether. Bis(2-chloroethyl) ether. Bis(2-chloroisopropyl) ether. 2-Chloroethyl vinyl ether. 4-Chlorophenyl phenyl ether. 4-Bromophenyl phenyl ether. Bis(2-chloroethoxy) methane. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines and Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029b. pp. 64-1 à 64-5, 65-1 à 65-7, 66-1 à 66-7, 67-1 à 67-7, 68-1 à 68-7, 69-1 à 69-7, et 70-1 à 70-7.

U.S. EPA. 1980a. Ambient Water Quality Criteria for Haloethers. Office of Water Regulations and Standards. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 5-80-050.

U.S. EPA. 1980b. Ambient Water Quality Criteria for Chloroalkyl Ethers. Office of Water Regulations and Standards. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 5-80-030.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

6.3.11 Esters de phtalate

6.3.11.1 Utilisations et production

Les esters de phtalate représentent un vaste groupe de produits chimiques largement utilisés comme plastifiants dans les résines de polychlorure de vinyle (PCV), les adhésifs et les revêtements minces de la cellulose. Ils entrent également dans la préparation de cosmétiques, d'alcool à friction, d'insectifuges, d'insecticides, d'enrobages pour des comprimés et de propergols solides pour fusée (Pierce et coll. 1981; Environnement Canada 1983). On connaît seulement les quantités d'esters de phtalate utilisés comme plastifiants pour les produits à base de polychlorure de vinyle au Canada; ces données sont présentées au tableau 6-112 (Bovet 1984).

Parmi les esters de phtalate les plus courants, citons les phtalates de diméthyle (DMP), de diéthyle (DEP), de di-*n*-

Tableau 6-112. Quantités d'esters de phtalate utilisées comme plastifiants dans les produits en polychlorure de vinyle en 1981 et 1982

Produit en PCV	Quantité (t)	
	1981	1982
Pellicule PCV	2 200	1 900
Feuille PCV	11 500	9 500
Isolants PCV pour fils et câbles	10 500	9 500
Produits PCV obtenus par extrusion	3 700	3 200
Revêtements pour plancher en vinyle	9 800	8 200
Plastisols vinyliques	1 900	1 500
Chaussures	2 600	2 200

Source: Bovet 1984.

butyle (DBP), de di-(2-éthylhexyle) (DEHP), de di-*n*-hexyle (DHP), de di-*iso*-décyle et de di-*iso*-octyle (DOP) et le phtalate de *n*-butyle et de benzyle (Pierce et coll. 1981; Environnement Canada 1983). Parfois, le DEHP est incorrectement désigné DOP; ceci porte à confusion dans les ouvrages scientifiques (Pierce et coll. 1981).

Depuis le début des années 1980, 90 % des esters de phtalate consommés au Canada étaient fabriqués au pays (Ontario et Québec seulement) et les autres 10 % étaient importés. Entre 1979 et 1983, on a utilisé en moyenne 40 000 t d'esters de phtalate au Canada et on en a importé environ 4000 $t \cdot a^{-1}$ (Bovet 1984). Le phtalate de butylbenzyle représentait 60 % de ces importations, suivi du phtalate de dioctyle (13 %), du phtalate de di-*iso*-décyle (6 %) et d'environ dix autres esters de phtalate constituant les 21 % restants.

Le principal ester de phtalate produit au Canada est le phtalate de dioctyle dont la production a été estimée à 17 000 $t \cdot a^{-1}$. Le phtalate de di-*iso*-décyle, le phtalate de di-undécyle ainsi que des mélanges de phtalates linéaires sont également d'importants esters fabriqués au Canada. Les seules données dont on dispose sur les 16 esters de phtalate fabriqués au pays concernent le phtalate de dioctyle. La production, les importations et la consommation de phtalate de dioctyle et de ces produits bruts (le 2-éthylhexanol et l'anhydride phtalique) au Canada sont présentées au tableau 6-113 (CORPUS Information Services 1983, 1984; Bovet 1984). Les données sur les importations de sept des autres esters de phtalate fabriqués au Canada sont présentées au tableau 6-114 (Statistique Canada 1984). Les autres esters de phtalate fabriqués au Canada n'ont pas été importés; ce sont les phtalates de di-*iso*-nonyle, de di-*iso*-octyle, de diméthylcyclohexyle, de di-tridécyle, de di-undécyle et de dinonyle (Bovet 1984).

Les esters de phtalate sont classés dans la catégorie II de la liste des produits chimiques d'intérêt prioritaire de la Loi sur les contaminants de l'environnement. En raison de leur vaste utilisation au Canada, on a étudié ces composés afin de déterminer la nature et l'importance du danger qu'ils peuvent représenter pour la santé de l'homme et pour l'environnement et de préciser les moyens appropriés qui permettront de diminuer ce risque (Environnement Canada 1985).

6.3.11.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les sources de rejet des esters de phtalate sont très diverses en raison de l'importante production et des nombreuses utilisations différentes. Par exemple, les usines de fabrication de PCV, les usines de textiles et de papiers, les décharges et les incinérateurs municipaux peuvent tous rejeter des esters de phtalate dans l'environnement aquatique. Les applications autres que les utilisations comme plastifiant ne représentent qu'une petite proportion (approximativement 1 %) de la demande totale. Toutefois, les esters de phtalate utilisés dans leur fabrication sont rejetés rapidement dans l'environnement aquatique, car ils ne sont pas incorporés dans la matrice d'une structure polymérique comme le polychlorure de vinyle (Pierce et coll. 1981).

Des esters de phtalate ont été décelés dans les effluents totaux de cinq usines de produits chimiques organiques au Canada étudiés au début de 1985. Les concentrations sont présentées au tableau 6-115 (Sigma Resource Consultants Ltd. 1985). Au cours d'une étude effectuée à Cornwall (Ontario) sur les déversements urbains et industriels, on a décelé des esters de phtalate dans l'effluent final; les concentrations sont données au tableau 6-116 (Environnement Canada 1984). On a trouvé des esters de phtalate dans l'effluent final de diverses usines pétrochimiques situées le long de la rivière Sainte-Claire; les concentrations sont présentées au tableau 6-117 (Munro et coll. 1985).

Les quantités d'esters de phtalate rejetées dans l'environnement canadien en 1973 au cours de leur fabrication et de leur transformation ont été estimées à 720-1600 t, tandis que les quantités rejetées au cours de leur utilisation et de leur

Tableau 6-113. Production, consommation, importations et exportations de phtalate de dioctyle, de 2-éthylhexanol et d'anhydride phtalique au Canada

Composé	Année	Quantité (t)			
		Production	Consommation	Importations	Exportations
Phtalate de dioctyle	1982	13 800	14 000	200	0
Phtalate de *bis*	1983	16 600	17 500	900	0
(2-éthylhexyl)	1984	16 800	18 000	1 200	0
2-Ethylhexanol	1982	41 000	41 000	120	
	1983	46 000	46 000	120	
Anhydride phtalique	1982	18 000	21 000	3 900	1 000
	1983	22 350	26 000	4 500	500

Sources: CORPUS Information Services 1983, 1984; Bovet 1984.

Tableau 6-114. Données sur les importations de 7 des 16 esters de phtalate fabriqués au Canada

Composé	Quantité (t)	
	1981	1982
Phtalate de butyle et de benzyle	1504	2131
Phtalate de butyle et d'octyle	2	3
Phtalate de dibutyle	45	76
Phtalate de dicyclohexyle	19	19
Phtalate de di-*iso*-décyle	101	168
Phtalate de diméthyle	107	86
Phtalate de di(*n*-octyle, *n*-décyle)	1	21

Source: Statistique Canada 1984.

Tableau 6-115. Concentrations de divers esters de phtalate décelés dans les effluents totaux de cinq usines de produits chimiques organiques au Canada

Composé	Limite de détection ($mg \cdot L^{-1}$)	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)
Phtalate de diméthyle	0,01	ND[1]-0,11
Phtalate de diéthyle	0,01	ND-0,56
Phtalate de di-*n*-butyle	0,001	ND-0,061
Phtalate de butyle et de benzyle	0,001	ND-0,022
Phtalate de bis(2-éthylhexyle)	0,001	0,002-0,048
Phtalate de di-*n*-octyle	0,001	ND

[1] ND = non décelable.

Source: Sigma Resource Consultants Ltd. 1985.

Tableau 6-116. Concentrations de divers esters de phtalate décelés dans l'effluent final d'installations industrielles et urbaines déversant leurs rejets dans le Saint-Laurent à Cornwall (Ontario)

Composé	Apports bruts ($kg \cdot j^{-1}$)	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Fréquence de détection (%)
Phtalate de butyle et de benzyle	0	ND[1]	0
Phtalate de di-*n*-butyle	3,59	ND-94	39
Phtalate de diéthyle	0	ND	0
Phtalate de diméthyle	0	ND	0
Phtalate de di-*n*-octyle	0,093	ND-10	17

[1] ND = non décelable.

Source: Environnement Canada 1984.

élimination se chiffraient à environ 3800 t (Santé et Bien-être social Canada 1981).

6.3.11.3 Concentrations dans l'environnement

Des esters de phtalate ont été décelés dans des échantillons d'eau prélevés dans le lac Supérieur (<1-1,4 $\mu g \cdot L^{-1}$, en DEHP), dans le lac Huron (0,04 $ng \cdot L^{-1}$, en DBP) et dans les lacs Erié et Ontario (Santé et Bien-être social Canada 1981, 1982). Les résultats d'échantillonnage concernant les esters de phtalate ne sont pas consignés dans la base de données NAQUADAT (1985). Cinq esters de phtalate ont été décelés dans les eaux de surface de la rivière Sainte-Claire; les résultats sont présentés au tableau 6-118 (Munro et coll. 1985).

Des concentrations de 100-300 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de DEHP et de DBP ont été trouvées dans les sédiments de certaines régions du lac Supérieur et du lac Huron (Santé et Bien-être social Canada 1982). On a décelé des concentrations de DEHP variant de 0,1 à 6,3 $ng \cdot L^{-1}$ dans les eaux de l'Atlantique Nord (Santé et Bien-être social Canada 1981).

Plusieurs esters de phtalate ont été identifiés dans des échantillons d'air prélevés à proximité d'un incinérateur municipal à Hamilton, en Ontario. Les concentrations de DBP et de DEHP étaient de 0,7 et 0,3 $\mu g \cdot m^{-3}$ respectivement (U.S. EPA 1980).

Les concentrations d'esters de phtalate dans les poissons des Grands lacs, notamment dans ceux du lac Supérieur, variaient de 5000 à 20 000 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982). Les concentrations de DBP dans les poissons vendus au Canada variaient de non décelables à 78 $\mu g \cdot kg^{-1}$, tandis que les concentrations de DEHP variaient de non décelables à 160 $\mu g \cdot kg^{-1}$. Certains échantillons de poissons vendus au Canada contenaient 240 $\mu g \cdot kg^{-1}$ d'esters de phtalate (poids humide) (U.S. EPA 1980).

6.3.11.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les esters de phtalate sont les diesters de l'acide 1,2-benzènedicarboxylique (acide *o*-phtalique). Les diesters 1,3- et 1,4-(esters *m*- et *p*-de phtalate) sont appelés esters isophtalique et téréphtalique respectivement (Pierce et coll. 1981).

Tableau 6-117. Concentrations de divers esters de phtalate décelés dans l'effluent final d'usines pétrochimiques situées le long de la rivière Sainte-Claire

Composé	Concentration[1] ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Nombre d'échantillons renfermant des concentrations décelables
Phtalate de diméthyle	1-100	21	8
	100-1000	2	2
Phtalate de di-*n*-butyle	1-100	28	13
Phtalate de butyle et de benzyle	1-10	7	1
Phtalate de bis(2-éthylhexyle)	1-100	34	9
Phtalate de di-*n*-octyle	D[1]	10	2

[1] D = décelé.

Source: Munro et coll. 1985.

Tableau 6-118. Concentrations de cinq esters de phtalate décelés dans les eaux de surface de la rivière Sainte-Claire

Composé	Concentration[1] ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Nombre d'échantillons renfermant des concentrations décelables
Phtalate de diméthyle	1-10	9	6
Phtalate de di-*n*-butyle	1-100	9	6
Phtalate de butyle et de benzyle	D[1]	7	4
Phtalate de bis(2-éthylhexyle)	1-100	47	20
Phtalate de di-*n*-octyle	1-10	8	8

[1] D = décelé.

Source: Munro et coll. 1985.

Tableau 6-119. Propriétés physiques et chimiques de certains esters de phtalate

Composé	Masse moléculaire	Configuration de la chaîne latérale	Densité à 25 °C	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)(101 kPa)	Pression de vapeur (kPa)	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$ (20 °C))	Solubilité dans les solvants	Coefficient de partage octanol/eau (log P_{oe})
Chaîne courte									
Phtalate de diméthyle, (DMP)	194,2	$-CH_3$ $-CH_3$	1,188-1,192	0,0 (gelé)	147 (1,3 kPa) 282	$1,5 \times 10^{-4}$	5000	Insoluble dans les huiles de pétrole; soluble dans tous les autres solvants organiques et huiles utilisés couramment	1,5
Phtalate de diéthyle (DEP)	222,3	$-CH_2CH_3$ $-CH_2CH_3$	1,115-1,119	-40,5	158 (1,3 kPa) 296	$5,0 \times 10^{-5}$	1000	Soluble dans tous les solvants organiques et huiles utilisés couramment	1,8
Phtalate de di-*n*-butyle (DnBP)	278,4	$-(CH_2)_3CH_3$ $-(CH_2)_3CH_3$	1,044-1,048	-35	192 (1,3 kPa) 340	$1,9 \times 10^{-6}$	4500 (25 °C)	Soluble dans tous les solvants organiques et huiles utilisés couramment	2,2
Phtalate de di-*iso*-butyle (DiBP)	278,4	$-CH_2CH(CH_3)_2$ $-CH_2CH(CH_3)_2$	1,040	-50	327	–	100	–	–
Chaîne longue									
Phtalate de *n*-butyle et de benzyle (nBBP)	298,4	$-(CH_2)_3CH_3$ $-CH_2(C_6H_4)$	–	–	–	–	–	–	–
Phtalate de dicyclohexyle (DCHP)	330,4	$-C_6H_5$ $-C_6H_5$	1,29	63,0	231 (1,3 kPa)	$6,0 \times 10^{-8}$	<100 (25 °C)	Soluble dans l'acétone, le *n*-butanol, le tétrachlorure de carbone, la cyclohexanone, l'acétate d'éthyle, l'éther éthylique et le toluène	3-4
Phtalate de *n*-butyle et de *n*-octyle (nBnOP)	334,5	$-(CH_2)_3CH_3$ $-(CH_2)_7CH_3$	1,001	-50	340 (98,6 kPa) 340	–	–	–	–
Phtalate de *n*-butyle et de *n*-décyle (nBnDP)	362,6	$-(CH_2)_3CH_3$ $-(CH_2)_9CH_3$	–	–	–	–	–	–	–
Phtalate de di-*n*-octyle (DnOP)	390,6	$-(CH_2)_7CH_3$ $-(CH_2)_7CH_3$	0,978	-25	220	$<3 \times 10^{-2}$ (150 °C)	–	–	3-4
Phtalate de di-(2-éthylhexyle) (DEHP)	390,6	$-CH_2CH(CH_2CH_3)(CH_2)_3CH_3$ $-CH_2CH(CH_2CH_3)(CH_2)_3CH_3$	0,980-0,985	-50	236 (1,3 kPa) 387 (0,7 kPa)	$2,1 \times 10^{-8}$	<50 (25 °C)	Miscible dans la plupart des solvants utilisés couramment	3-4

Phtalate de di-*iso*-octyle (DiOP)	390,6	$-(CH_2)_5CH(CH_3)_2$ $-(CH_2)_5CH(CH_3)_2$	0,981	−4	239 (0,7 kPa)	$1,3 \times 10^{-1}$ (200 °C)	–	–	3-4
Phtalate de *n*-octyle et de *n*-décyle (nOnDP)	418,7	$-(CH_2)_7CH_3$ $-(CH_2)_9CH_3$	0,970	−28	250 (0,7 kPa)	–	–	–	3-4
Phtalate de di-*iso*-décyle (DiDP)	446,7	$-(CH_2)_7CH(CH_3)_2$ $-(CH_2)_7CH(CH_3)_2$	0,963-0,969	−48	256 (1,3 kPa)	$4,7 \times 10^{-10}$	<50 (25 °C)	Solubilité limitée dans la glycérine, les glycols et certaines amines; soluble dans la plupart des autres liquides organiques	3-4
Phtalate de ditridécyle (DTDP)	530,9	$-(CH_2)_{11}CH_3$ $-(CH_2)_{11}CH_3$	1,054	−37	235 (0,5)	–	–	–	3-4

Sources: U.S. EPA 1979; Pierce et coll. 1981

Cependant, la production et l'utilisation de ces derniers et des isomères *o* ne sont pas comparables. Les esters de phtalate sont généralement des liquides visqueux, incolores et inodores, possédent un point d'ébullition élevé et une faible pression de vapeur (tableau 6-119) (U.S. EPA 1979; Pierce et coll. 1981; Environnement Canada 1983; Pierson et coll. 1984). En général, la pression de vapeur diminue à mesure qu'augmente la longueur des chaînes latérales, qui portent le groupement alcool (Pierce et coll. 1981). Dans le cas des esters de phtalate à chaînes latérales isomères, la pression de vapeur tend à augmenter avec le degré de ramification (Pierce et coll. 1981). La solubilité dans l'eau est faible et, tout comme la pression de vapeur, elle dépend de la longueur et de la configuration des chaînes latérales. Il n'existe cependant aucune relation bien nette entre la solubilité et la configuration des chaînes latérales.

Même s'ils sont insolubles dans l'eau pure, les esters de phtalate peuvent être transportés dans l'environnement aquatique après solubilisation par les acides fulviques et humiques. On a constaté que cette solubilisation dépendait du pH, car il y a 25 % plus de complexes ester phtalique-acide fulvique à pH 2,45 qu'à pH 7 (Ogner et Schnitzer 1970; Matsuda et Schnitzer 1971). Les principaux mécanismes de transport des esters de phtalate en milieu aquatique sont très probablement la complexation par des substances humiques et la sorption sur des particules et sur le biote. Selon les conditions spécifiques prévalant dans les écosystèmes aquatiques, la bioaccumulation et la biodégradation peuvent également être importantes (U.S. EPA 1979; Pierce et coll. 1981).

La valeur calculée du log du coefficient de partage octanol/eau de divers esters de phtalate varie de 1,5 à 4, ce qui indique que ces composés peuvent être absorbés dans une certaine mesure par les matières organiques, du moins en ce qui concerne les esters à chaîne plus longue (tableau 6-119) (U.S. EPA 1979; Pierce et coll. 1981). Des études ont révélé que la concentration d'esters de phtalate était plus élevée dans les sédiments que dans l'eau, ce qui porte à croire que ces composés se concentrent de préférence sur la matière particulaire (Pierce et coll. 1981).

On ne prévoit pas que la photolyse et l'oxydation soient des mécanismes importants dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979; Pierce et coll. 1981). De même, on ne considère pas l'hydrolyse chimique comme un processus important, car dans ce cas, les demi-vies sont de l'ordre d'années (Tomita et coll. 1977).

Bon nombre d'organismes, entre autres les bactéries, les champignons, les invertébrés et les vertébrés, peuvent métaboliser les esters de phtalate dans un certain nombre de conditions environnementales différentes. Même si de nombreuses études ont examiné les mécanismes métaboliques, peu ont fait état de données fiables sur les vitesses de dégradation métabolique. Ainsi, il est difficile de déterminer l'importance environnementale du métabolisme des esters de phtalate dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979; Pierce et coll. 1981; Pierson et coll. 1984).

Plusieurs espèces de bactéries peuvent dégrader totalement les esters de phtalate. Des conditions aérobies sont nécessaires, semble-t-il, au métabolisme bactérien. Par exemple, 46 % du ^{14}C-phtalate de di-*n*-butyle ajouté à l'hydrosol d'un étang d'eau douce était dégradé en conditions aérobies en 24 h et 98 % en 5 j. Cependant, en conditions anaérobies seulement, 61 % était dégradé en 5 j. De même, 50 % du phtalate de di-(2-éthylhexyle) était dégradé en 14 j dans des conditions aérobies, mais il n'y avait aucune dégradation après 30 j en conditions anaérobies (Johnson et Lulves 1975). La température joue également un rôle important. Il y avait dégradation du phtalate de di-*n*-octyle et du phtalate de di-(2-éthylhexyle) à 22 et à 32 °C, mais non à 4 et à 10 °C (Mathur 1974). On a montré que la dégradation microbienne variait selon chaque ester; elle est généralement moins rapide pour les esters de phtalate à chaînes latérales longues et ramifiées (Saeger et Tucker 1976).

De nombreux invertébrés d'eau douce peuvent dégrader les esters de phtalate, mais le type et le degré de métabolisme varient selon l'organisme (Wofford et coll. 1981). La dégradation est, semble-t-il, plus lente chez les invertébrés que chez les poissons (Sanborn et coll. 1975; Södergren 1982).

Plusieurs espèces de poissons, notamment la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*), la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) et la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) peuvent dégrader les esters de phtalate. (Stalling et coll. 1973; Mehrle et Mayer 1976; Melancon et Lech 1976; Melancon et coll. 1977; Binder et Stegeman 1980; Stegeman et Chevion 1980). La vitesse de dégradation est relativement rapide. Par exemple, plus de 85 % du phtalate de di-(2-éthylhexyle) était dégradé par divers poissons en 24 h (Stalling et coll. 1973; Melancon et Lech 1976). En général, les phtalates d'alkyle à chaîne courte et partiellement oxydés sont plus facilement dégradés que les phtalates à chaîne ramifiée comme le phtalate de di-(2-éthylhexyle) (Mayer 1976; Saeger et Tucker 1976).

On a identifié dans le biote aquatique, selon des données provenant d'études en laboratoire et sur le terrain, divers organismes qui peuvent absorber et accumuler ces composés. La plupart des données sur la bioaccumulation concernent le phtalate de di-(2-éthylhexyle). Une bonne partie des données sur la bioaccumulation des esters de phtalate doivent être interprétées avec prudence en raison de différences dans les méthodes expérimentales utilisées (p. ex. concentration nominale ou concentration mesurée, poids sec ou poids humide des organismes étudiés, utilisation de solutions sursaturées, absence de conditions d'équilibre); en outre, on a souvent utilisé différents organismes et différents stades en développement d'une même espèce (Pierce et coll. 1981).

Des études sur l'accumulation des esters de phtalate par des invertébrés d'eau douce ont donné des résultats contradictoires, entre autres des facteurs de bioconcentration variant d'au moins un ordre de grandeur pour le même organisme étudié (Pierce et coll. 1981; Pierson et coll. 1984). En général, la concentration des esters de phtalate dans les invertébrés d'eau douce était de 10^2 à 10^4 fois plus élevée que celle dans l'eau. Par exemple, *Daphnia magna* concentrait le phtalate de di-(2-éthylhexyle) (présent à des concentrations de l'ordre du microgramme par litre) jusqu'à des concentrations, en conditions d'équilibre, variant de 166 fois (Brown et Thompson 1982) à 518 fois (Macek et coll. 1979) celles dans l'eau au cours d'expositions à long terme en laboratoire.

Même si les invertébrés d'eau douce peuvent métaboliser des esters de phtalate, la vitesse et l'importance de cette

dégradation sont inférieures à celles dans les poissons (Pierce et coll. 1981; Pierson et coll. 1984). En général, la plupart des poissons d'eau douce accumulent des esters de phtalate durant une exposition continue à des concentrations d'environ 100-500 fois la concentration dans l'eau (Pierson et coll. 1984). Des facteurs de bioconcentration de 155-747, en conditions d'équilibre et à 25 °C, ont été signalés dans le cas de la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) exposée à des concentrations de 1-60 $\mu g \cdot L^{-1}$ de phtalate de di-(2-éthylhexyle) (Mayer 1976). A de faibles concentrations ($<5 \mu g \cdot L^{-1}$), les concentrations à l'équilibre dans la tête-de-boule (organisme entier) étaient d'environ 500 fois la concentration dans l'eau (Pierce et coll. 1981). Dans le cas du crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) exposé à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ de phtalate de di-(2-éthylhexyle) pendant 35 j, le facteur de bioconcentration était de 112 (Macek et coll. 1979). Après exposition à 9-10 $\mu g \cdot L^{-1}$ de phtalate de diméthyle, de phtalate de diéthyle, et de phtalate de butyle et de benzyle, on a trouvé des facteurs de bioconcentration de 57, 117 et 776 respectivement chez le crapet arlequin (Veith et Austin 1976).

La dépuration semble rapide chez la plupart des poissons quand l'exposition cesse. Par exemple, les crapets arlequins excrétaient le phtalate de di-(2-éthylhexyle) avec une demi-vie de 9,7-21,6 j (Mayer 1976), tandis que le monoester, principal métabolite du diester, était excrété plus rapidement avec une demi-vie de 5,7 j (Pierce et coll. 1981). Même si les organismes aquatiques peuvent accumuler des esters de phtalate dans des conditions d'exposition continue, il est peu probable que la bioamplification soit importante dans les réseaux alimentaires aquatiques, car la dégradation et l'excrétion de ces composés sont des mécanismes d'élimination efficaces chez le poisson (Pierce et coll. 1981).

6.3.11.5 Bibliographie

Binder, R.L. et J.J. Stegeman. 1980. Induction of aryl hydrocarbon hydroxylase activity in embryos of an estuarine fish. Biochem. Pharmacol. 29: 949-951.

Bovet, Y. 1984. Report on the Canadian Market for Phthalic Acid Esters (PAE) from 1979 to 1983. Rapport préliminaire. Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Ottawa.

Brown, D. et R.S. Thompson. 1982. Phthalates and the aquatic environment: Part 1. The effects of di-2-ethylhexyl phthalate (DEHP) and di-isodecyl phthalate (DIDP) in the reproduction of *Daphnia magna* and observations on their bioconcentration. Chemosphere 11: 417-426.

CORPUS Information Services. 1983. Phthalic anhydride (phthalic acid anhydride). CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

CORPUS Information Services Ltd. 1984. Di(2-ethylhexyl) phthalate [Dioctyl phthalate, DEHP, DOP]. Rapport préparé pour le compte de la Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada, Ottawa.

Environnement Canada. 1983. Les phtalates. *Dans* Lignes directrices concernant la qualité des eaux de surface. Vol. 2. Les substances chimiques organiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada. 1985. Avis de la Gazette du Canada – Loi sur les contaminants de l'environnement. Service de la protection de l'environnement, Ottawa.

Johnson, B.T. et W. Lulves. 1975. Biodegradation of di-*n*-butyl phthalate and di-2-ethylhexyl phthalate in freshwater hydrosoil. J. Fish. Res. Board Can. 32: 333-339.

Macek, K.J., S.R. Petrocelli et B.H. Sleight, III. 1979. Considerations in assessing the potential for, and significance of, biomagnification of chemical residues in aquatic food chains. *Dans* Proc. 2nd Annu. Symp. on Aquatic Toxicology. ASTM STP 667. L.L. Marking and R.A. Kimerle (eds.). Am. Soc. Test. Mater. Cleveland, Ohio. pp. 251-268.

Mathur, S.P. 1974. Phthalate esters in the environment: pollutants or natural products? J. Environ. Qual. 3: 189-197.

Matsuda, K. et M. Schnitzer. 1971. Reactions between fulvic acid, a soil humic material and dialkyl phthalates. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 6: 200-204.

Mayer, F.L. 1976. Residue dynamics of di-(2-ethylhexyl) phthalate in fathead minnows (*Pimephales promelas*). J. Fish. Res. Board Can. 33: 2610-2613.

Mehrle, P.M. et F.L. Mayer. 1976. Di-2-ethylhexyl phthalate: Residue dynamics and biological effects in rainbow trout and fathead minnows. *Dans* Proc. Univ. Missouri Annu. Conf. on Trace Substances in Environmental Health – X. D.D. Hemphill (ed.). June 8-10, 1976. Columbia, Missouri. pp. 519-524.

Melancon, M.J., Jr. et J.J. Lech. 1976. Distribution and biliary excretion products of di-(2-ethylhexyl) phthalate in rainbow trout. Drug Metab. Dispos. 4: 112-118. (Mentionnée dans Pierce et coll. 1981.)

Melancon, M.J., Jr., J. Saybolt et J.J. Lech. 1977. Effect of piperonyl butoxide on disposition of di-(2-ethylhexyl) phthalate by rainbow trout. Xenobiotica 7: 633-640.

Munro, J.R., M.G. Foster, T. Pawson, A. Stelzig, T. Tseng et L. King. 1985. St. Clair River Point Source Survey, 1979-1980. Ontario Ministry of the Environment Environnement Canada, Toronto Ottawa (Ontario). 194 pp.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Ogner, G. et M. Schnitzer. 1970. Humic substances fulvic-acid-dialkyl phthalate complexes and their role in pollution. Science 170: 317-318.

Pierce, R.C., S.P. Mathur, D.T. Williams et M.J. Boddington. 1981. Esters de phtalate dans l'environnement aquatique. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 17584. 110 pp.

Pierson, K.B., B.D. Ross et R.E. Nakatani. 1984. Review: The Effects and Occurrence of Phthalate Esters in Aquatic Organisms and Sediments. U.S. Army Corps of Engineers, Seattle, Washington.

Saeger, V.W. et E.S. Tucker. 1976. Biodegradation of phthalic acid esters in river water and activated sludge. Appl. Environ. Microbiol. 31: 29-34.

Sanborn, J.R., R.L. Metcalf, C.-C. Yu et P.-Y. Lu. 1975. Plasticizers in the environment: the fate of di-*n*-octyl phthalate (DOP) in two model ecosystems and uptake and metabolism of DOP by aquatic organisms. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 3: 244-255.

Santé et Bien-être social Canada. 1981. Esters de l'acide phtalique. Direction de l'hygiène du milieu – Publication nº 81-DHM-62.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Esters phtaliques. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 323-336.

Sigma Resource Consultants Ltd. 1985. Study of the Characterization of Wastes and Discharges from Selected Organic Chemical Plants. Ebauche. Rapport effectué à contrat pour le compte du Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa.

Södergren, A. 1982. Significance of interfaces in the distribution and metabolism of di-2-ethylhexyl phthalate in an aquatic laboratory model ecosystem. Environ. Pollut. (Ser. A) 27: 263-274.

Stalling, D.L., J.W. Hogan et J.L. Johnson. 1973. Phthalate ester residues – their metabolism and analysis in fish. Environ. Health Perspect. 3: 159-173. (Mentionnée dans Pierce et coll. 1981.)

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

Stegeman, J.J. et M. Chevion. 1980. Six differences in cytochrome P-450 and mixed function oxygenase activity in gonadally mature trout. Biochem. Pharmacol. 29: 553-558.

Tomita, A., N. Ebina et Y. Tamai. 1977. Base-catalyzed ester hydrolysis in a toluene-water system. J. Am. Chem. Soc. 99: 5725-5728.
U.S. EPA. 1979. Phthalate esters. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, and Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029b. pp. 94-1 à 94-28.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Phthalate Esters. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 5-80-067.
Veith, G.D. et N.M. Austin. 1976. Detection and isolation of bioaccumulable chemicals in complex effluents. *Dans* Identification and Analysis of Organic Pollutants in Water. L.H. Keith (ed.). Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 297-302.
Wofford, H.W., C.D. Wilsey, G.S. Neff, C.S. Giam et J.M. Neff. 1981. Bioaccumulation and metabolism of phthalate esters by oysters, brown shrimp and sheepshead minnows. Ecotoxicol. Environ. Saf. 5: 202-210.

6.3.12 Huile et graisse

L'huile et la graisse ne sont pas des substances chimiques de composition définie, mais peuvent renfermer des milliers de composés organiques possédant différentes propriétés physiques, chimiques et toxicologiques. Ces composés peuvent être volatils ou non volatils, solubles ou insolubles, persistants ou facilement biodégradables (U.S. EPA 1976). Contrairement à d'autres composés d'espèces chimiques distinctes, l'huile et la graisse sont définies par la méthode spécifique utilisée pour leur dosage. Lors du dosage de l'huile et de la graisse, on ne mesure pas une quantité absolue d'une substance spécifique, mais plutôt des groupes de substances présentant des caractéristiques physiques analogues en fonction de leur solubilité dans le trichlorotrifluoroéthane. De même, on peut aussi doser d'autres composés comme ceux du soufre, certains colorants organiques et la chlorophylle (Greenberg et coll. 1983).

Les concentrations d'huile et de graisse dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-120.

Tableau 6-120. Concentrations d'huile et de graisse dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<1	17	Avant 1980
Ouest	<1-4	220	1980-1981
Centre	0-2,9	127	Avant 1980

[1] Limite de détection = 1 $mg \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

6.3.12.1 Bibliographie

Greenberg, A.E., J.J. Connors et D. Jenkins. 1983. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1134 pp.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
U.S. EPA. 1976. Quality Criteria for Water. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 9-76 023. pp. 111-112.

6.3.13 Nitrosamines

6.3.13.1 Utilisations et production

La *N*-nitrosodiméthylamine a déjà été utilisée comme solvant industriel (utilisation maintenant abandonnée) et est actuellement utilisée comme produit intermédiaire pour la synthèse de la 1,1-diméthylhydrazine, un carburant pour fusée. Les nitrosamines ont des applications possibles comme solvants dans l'industrie des fibres et des matières plastiques; antioxydants dans les carburants; additifs dans les engrais; agents de ramollissement pour les copolymères; agents synergiques pour les produits auto-extinguibles utilisés dans les polymères expansés; insectifuges, insecticides, fongicides et bactéricides; et huiles de graissage (U.S. EPA 1977). La diphénylnitrosamine (qui n'a pas été trouvée cancérogène jusqu'à maintenant) est utilisée comme agent retardateur de la vulcanisation, et la dinitrosopentaméthylènetétramine comme agent gonflant dans la production de caoutchouc microcellulaire (U.S. EPA 1977).

En 1981 et en 1982, les importations canadiennes de diméthylnitrosamine s'élevaient à 2 et 28 t respectivement (Statistique Canada 1983).

Les nitrosamines peuvent être formées dans l'environnement ou *in vivo* chez les animaux par l'interaction d'agents de nitrosation et d'amines secondaires. En présence de nitrite, il y a possibilité de formation de nitrosamines (U.S. EPA 1977; NAS 1978). La formation de nitrosamines dépend du pH du milieu aqueux. La nitrosation de la diméthylamine atteint un maximum à un pH de 3-4 (Mirvish 1970). Toutefois, on a déjà observé la formation de diméthylnitrosamine à partir de diméthylamine et de nitrite à des pH atteignant 7,7 dans des échantillons de sols, d'eaux d'égout et d'eau de lacs (Mills et Alexander 1976).

6.3.13.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Certaines nitrosamines et d'autres composés *N*-nitroso sont déversés dans l'environnement par l'homme au cours de la fabrication d'engrais, et dans les égouts et dans les parcs d'engraissement des animaux où des composés de l'azote sont utilisés. Ces composés peuvent également être formés dans l'air, dans l'eau, dans le sol ou *in vivo* chez les animaux lorsque les précurseurs amine et nitrite qui conviennent sont présents (U.S. EPA 1977; NAS 1978).

6.3.13.3 Concentrations dans l'environnement

Aucune donnée n'est disponible sur les concentrations de nitrosamines dans l'eau au Canada. Une étude a signalé la présence de nitrosamines dans un réservoir en Russie, mais aucune concentration n'était donnée (Shabad et Il'nitskii 1972). Les concentrations de nitrosamines dans l'eau semblent être égales ou inférieures aux limites de détection des méthodes disponibles. L'eau traitée dans une usine de clarification à Munich, en Allemagne, renfermait moins de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ de nitrosamines. Les sédiments dans un lac et un cours d'eau à proximité en renfermaient également moins de

0,1 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (Dure et coll. 1975). Des échantillons d'eau potable prélevés dans la région de la Nouvelle-Orléans renfermaient également des concentrations estimées à moins de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Fine et coll. 1975). On a signalé des concentrations de nitrosamines non ioniques volatiles et non volatiles inférieures à 0,015 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans 12 échantillons prélevés dans des puits en milieu rural en Illinois et au Texas (Fine 1975). A proximité d'une usine de fabrication de diméthylhydrazine, à Baltimore, une mare d'eau de pluie renfermait 6000 $\mu g \cdot L^{-1}$ de diméthylnitrosamine (Fine 1975). Un échantillon d'eau provenant d'un fossé de drainage à la limite de la propriété en renfermait 5,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ et des échantillons d'eau prélevés dans une anse adjacente en contenaient 0,26-0,94 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Fine 1975). Aucune donnée n'est disponible sur les concentrations de nitrosamine dans les eaux de surface au Canada.

6.3.13.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les dialkylnitrosamines simples (RR'-N-N = 0, où R et R' sont des groupements alkyle) ne sont pas facilement dégradées dans les eaux d'égout, le sol ou l'eau des lacs, et sont par conséquent considérées relativement persistantes dans les milieux naturels (Tate et Alexander 1976). Les dialkylnitrosamines, comme la diméthyl- et la di-*n*-propylnitrosamine, sont très solubles dans l'eau (jusqu'à 9900 $mg \cdot L^{-1}$ pour la di-*n*-propylnitrosamine) (Mirvish et coll. 1976), et l'on s'attend qu'elles soient principalement transportées à l'état dissous dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979).

La sorption n'est pas un facteur important, prévoit-on, du moins dans le cas de la dialkylnitrosamine, puique ces substances sont solubles dans l'eau et possèdent un faible coefficient de partage octanol eau (log P_{oe} près de 1) (Radding et coll. 1977; U.S. EPA 1979). Les diarylnitrosamines, comme la diphénylnitrosamine, devraient présenter une plus grande affinité pour la matière organique (U.S. EPA 1979).

Les dialkylnitrosamines sont relativement peu décomposées par la photolyse dans des solutions aqueuses neutres (Burgess et Lavanish 1964; Chow 1964), même si l'on a montré qu'il y a lente décomposition photolytique de la diméthylnitrosamine (74 $mg \cdot L^{-1}$) dans de l'eau distillée aérée (demi-vie de 79 h) (Polo et Chou 1976). En milieu acide, la photolyse peut être plus rapide. La diméthylnitrosamine (300 $mg \cdot L^{-1}$) présente une demi-vie de 3 h dans de l'eau acide (pH non précisé) exposée à la lumière du soleil (MacNaughton et Stauffer 1975).

On ne s'attend pas que l'oxydation, l'hydrolyse et la volatilisation soient importantes dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979). La diméthyl- et la di-*n*-propylnitrosamine n'avaient pas été dégradées dans l'eau d'un lac après 3,5 mois (Tate et Alexander 1976). Quoique lentement dégradés dans les eaux d'égout, ces composés n'étaient pas dégradés dans les sédiments anaérobies de tourbières. De plus, un décalage approximatif de 1 mois était nécessaire pour la décomposition dans le sol (Tate et Alexander 1976). Puisque les dialkylnitrosamines ne sont guère absorbées par les matières lipophiles, on ne s'attend pas qu'il y ait bioaccumulation ou bioamplification dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979).

6.3.13.5 Bibliographie

Burgess, E.M. et J.M. Lavanish. 1964. Photochemical decomposition of N-nitrosamines. Tetrahedron Lett. 20: 1221-1226.

Chow, Y.L. 1964. Photolysis of N-nitrosamines. Tetrahedron Lett. 34: 2333-2338.

Dure, G., L. Weil et K.E. Quentin. 1975. Determination of nitrosamines in natural water and waste water. Z. Wasser Abwasser Forsch. 8(1): 20-30. (Chem. Abstr. 83(4): 32828F.) (Mentionnée dans U.S. EPA 1977.)

Fine, D.H. 1975. N-Nitrosamines in Urban Community Air. Progress Report. Prepared by Thermo Electron Research Center, Waltham, Massachusetts. U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina. Contract No. 68-02-2363. (Mentionnée dans U.S. EPA 1977.)

Fine, D.H., D.P. Rounbehler, N.M. Belcher et S.S. Epstein. 1975. N-nitroso compounds in the environment. Document présenté à la International Conference on Environmental Sensing and Assessment, Las Vegas, Nevada. (Mentionnée dans U.S. EPA 1977.)

MacNaughton, M.G. et T.B. Stauffer. 1975. The evaporation and degradation of N-nitrosodimethylamine in aqueous solutions. Air Force Civil Engineering Center, Environics Directorate, Kirkland Air Force Base, New Mexico. AFCEC-TR-75-9. 18 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Mills, A.L. et M. Alexander. 1976. Factors effecting dimethylnitrosamine formation in samples of soil and water. J. Environ. Qual. 5: 437-446.

Mirvish, S.S. 1970. Kinetics of dimethylamine nitrosation in relation to nitrosamine carcinogenesis. J. Natl. Cancer Inst. 44: 633-639.

Mirvish, S.S., P. Issenberg et H.C. Sornson. 1976. Air-water and ether-water distribution of N-nitroso compounds: implications for laboratory safety, analytical methodology and carcinogenicity for the rat esophagus, nose and liver. J. Natl. Cancer Inst. 56: 1125-1129.

NAS. 1978. Nitrates: An Environmental Assessment. National Academy of Sciences, Washington, D.C. 723 pp.

Polo, J. et Y.L. Chou. 1976. Efficient photolytic degradation of nitrosamines. J. Natl. Cancer Inst. 56: 997-1001.

Radding, S.B., D.H. Liu, H.L. Johnson et T. Mill. 1977. Review of the Environmental Fate of Selected Chemicals. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 147 pp.

Shabad, L.M. et A.P. Il'nitskii. 1972. Contamination of reservoirs by carcinogenic hydrocarbons. VOP Profil Zagrejazneniya Uhnesh Sredy. Chastnosti Vodocmov. Kanterogen Veshchesto. pp. 5-13. (Mentionnée dans U.S. EPA 1977.)

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Tate, R.L., III et M. Alexander. 1976. Resistance of nitrosamines to microbial attack. J. Environ. Qual. 5: 131-133.

U.S. EPA. 1977. Scientific and Technical Assessment Report on Nitrosamines. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-600 6-77-001.

U.S. EPA. 1979. Dimethylnitrosamine. Diphenylnitrosamine. Di-*n*-propylnitrosamine. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. II. Halogenated Aliphatic Hydrocarbons, Halogenated Ethers, Monocyclic Aromatics, Phthalate Esters, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Nitrosamines, and Miscellaneous Compounds. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029b. pp. 99-1 à 99-7, 100-1 à 100-5, et 101-1 à 101-7.

6.3.14 Organoétains

6.3.14.1 Utilisations et production

Les organoétains sont principalement utilisés pour la production de matières plastiques et comme biocides pour la préservation du bois. Le tableau 6-121 présente les organoétains les plus abondamment consommés au Canada.

Au Canada, on estime que les principales utilisations finales des organoétains sont la fabrication de stabilisants du PCV

(80-82 %), de catalyseurs (16-17 %) et de biocides (2-3 %). Les organoétains consommés au Canada le sont à 75 % en poids sous forme de bis-(isooctylmercaptoacétate) de dibutylétain (Jones et Millson 1982). On estime à plus de 1000 $t \cdot a^{-1}$ le marché total canadien (production et importations) de produits organoétains. On ne sait pas quel pourcentage du total de la production et des importations d'organoétains est utilisé comme agent antisalissures dans les peintures marines au Canada (Jones 1985). Parmi les 10 organoétains consommés en grandes quantités au pays (tableau 6-121), seul le dilaurate de dibutylétain et le 2-éthylhexanoate stanneux sont fabriqués au Canada (MARTEC Ltd. 1979); ces deux composés représentent moins de 10 % des organoétains utilisés au Canada (Thompson et coll. 1985).

En 1981 et en 1982, les importations d'oxyde de tributylétain s'élevaient à 30 et 12 t respectivement. Les importations d'organoétains, à l'exception de l'oxyde de tributylétain, signalées pour 1981, 1982 et 1983 s'établissaient à 296, 287 et 997 t respectivement (Statistique Canada 1983, 1984).

6.3.14.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

En général, les organoétains sont libérés directement dans l'environnement aquatique à partir de l'air ou de l'eau suite à la production, au traitement, à l'utilisation ou à l'élimination et indirectement par des transformations biotiques et abiotiques (Thompson et coll. 1985; Evans et Karpel 1985).

On ne connaît qu'un seul emplacement de fabrication d'organoétains au Canada; l'installation transforme l'oxyde de dibutylétain en dilaurate de dibutylétain. Des renseignements sur les pertes dans l'environnement ne sont pas disponibles. Les installations de production de résines de polyuréthane ou de PCV stabilisées avec des organoétains peuvent libérer ces composés dans l'air, dans l'eau ou dans les déchets industriels solides, mais ici encore les quantités sont inconnues (Jones et Millson 1982; Thompson et coll. 1985). Aux Etats-Unis, on a estimé que 0.5 % de la production (0.054×10^6 kg) est perdue dans l'environnement par les voies d'élimination des déchets aux usines et par lessivage ultérieur (Zuckerman et coll. 1978).

Le risque le plus important de contact direct avec l'environnement aquatique découle d'applications biocides, comme dans le cas des peintures et des agents de préservation biocides (Thompson et coll. 1985). La présence d'espèces de butylétain à des concentrations élevées dans les ports a été attribuée à l'utilisation de peintures biocides (Maguire et coll. 1982; Maguire 1984). On a estimé que 59 t d'organoétains sont libérées dans l'environnement par les enduits antisalissures sur les embarcations aux Etats-Unis pendant les trois années de la durée utile des enduits (Lapp 1976).

Les organoétains servant à la protection des cultures peuvent également pénétrer dans l'environnement pendant leur utilisation. Toutefois, aucune donnée permettant de déterminer l'apport dans l'environnement aquatique n'est disponible (Thompson et coll. 1985).

On ne dispose d'aucun renseignement sur les concentrations d'organoétains dans les décharges et les effluents d'incinération au Canada. Aux Etats-Unis, on éliminerait chaque année $2,3 \times 10^6$ kg d'organoétains contenus dans le PCV par rejet dans les décharges et par incinération, tandis qu'approximativement $0,45 \times 10^6$ kg d'organoétains contenus dans des biocides sont libérés annuellement dans les égouts municipaux, dans les voies navigables, dans les ports et dans les océans (U.S. EPA 1977). Le lessivage des organoétains contenus dans les produits biocides et les décharges contribue également à leur présence dans l'environnement aquatique (Jones et Millson 1982). On ne connaît pas les quantités libérées par ces voies.

Tableau 6-121. Organoétains utilisés au Canada

Composés	Utilisations
Bis-(isooctylmercaptoacétate) de dibutylétain	Stabilisant du polychlorure de vinyle) (PCV) utilisé pour les pavements, les gouttières et les sous-faces
Dilaurylmercaptide de dibutylétain	Catalyseur pour la mousse de polyuréthane; complément de fourrage
2-Ethylhexanoatestanneux[1] (m)[2]	Catalyseur pour la mousse de polyuréthane
Oxyde de dibutyletain	Précurseur de dilaurate de dibutylétain
Dilaurate de dibutylétain (m)	Complément alimentaire pour les poulets, catalyseur pour les uréthanes; catalyseur d'estérification
Oxyde de tributyletain (TBTO)	Agent fongicide et bactéricide dans les tours de refroidissement à l'eau; additif antisalissures pour les peintures marines, agent de préservation du bois
Fluorure de tributyletain (TBTF)	Additif antisalissures pour les peintures marines
Maleate de dioctyletain	Stabilisant de tuyaux rigides en PCV utilisés pour les approvisionnements en eau potable
Diacétate de dibutyletain	Catalyseur pour les mousses flexibles
Bis-(isooctylmercaptoacétate) de dioctylétain	Stabilisant des matières plastiques utilisées pour l'emballage des aliments

[1] Ce composé n'est pas un organoétain véritable mais plutôt un sel d'étain.
[2] Fabriqué au Canada

Source: Jones et Millson 1982

Le transport dans l'atmosphère pourrait expliquer la présence d'espèces de méthylétain dans des régions éloignées des zones industrielles (Maguire et coll. 1982). Une autre source possible d'organoétains est la méthylation de l'étain inorganique (Thompson et coll. 1985).

6.3.14.3 Concentrations dans l'environnement

La plupart des données disponibles sur les organoétains s'appliquent aux eaux canadiennes et sont présentées au tableau 6-122. Des données internationales sont fournies à titre de comparaison.

Tableau 6-122. Concentrations d'organoétains dans l'eau douce, les sédiments et le poisson

Espèce	Milieu	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$ Sn ou $mg \cdot kg^{-1}$ Sn)	Endroit	Source
Sn total	Eau douce	0,004	Général	Iverson et Brinckman 1978
Sn inorganique	Eau douce	ND[1]-50,1	Canada	Maguire et coll. 1982, 1986; Maguire et Tkacz 1985
		0,08-0,49	Lac Michigan	Hodge et coll. 1979
	Eau douce microcouche de surface	ND[2]	Canada	Maguire et coll. 1982
	Sédiments	ND[3]-15,5	Canada	Maguire 1984; Maguire et Tkacz 1985; Maguire et coll. 1986
	Poisson	ND[2]-0,90	Canada	Maguire et coll. 1986
$MeSn^{3+}$	Eau douce	ND[1]-1,22	Canada	Maguire et coll. 1982, 1986
		0,003-0,01	Lac Michigan	Hodge et coll. 1979
	Sédiments	ND[3]-17,19	Canada	Maguire et coll. 1986
		ND[4]-0,88	Canada	Maguire et coll. 1986
Me_2Sn^{2+}	Eau douce	ND[5]-0,034	Lac Michigan	Hodge et coll. 1979
		ND[1]-0,40	Canada	Hodge et coll. 1979; Maguire et coll. 1986
	Sédiments	ND[3]-0,17	Canada	Maguire et coll. 1986
	Poisson	ND[4]-0,18	Canada	Maguire et coll. 1986
$MeSn^{3+}$	Eau douce	ND[6]-0,002	Cours d'eau dans le sud-est des É.-U.	Byrd et Andreae 1982
		ND-0,18	Canada	Maguire et coll. 1982, 1986
	Sédiments	ND[3]-0,75	Canada	Maguire et coll. 1986
$BuSn^{3+}$	Eau douce	0,009-0,51	Lac Michigan	Hodge et coll. 1979
		ND[1]-8,48	Canada	Maguire et coll. 1982, 1986; Maguire et Tkacz 1985
	Sédiments	ND[3]-4,73	Canada	Maguire 1984; Maguire et Tkacz 1985; Maguire et coll. 1986
Bu_2Sn^{2+}	Eau douce	0,004-0,62	Lac Michigan	Hodge et coll. 1979
		ND[1]-7,30	Canada	Maguire et coll. 1982, 1986; Maguire et Tkacz 1985
	Eau douce microcouche de surface	ND[2]-2600	Canada	Maguire et coll. 1982, 1986; Maguire et Tkacz 1985
	Sédiments	ND[3]-8,51	Canada	Maguire 1984; Maguire et Tkacz 1985; Maguire et coll. 1986
Bu_3Sn^{+}	Eau douce	ND[1]-2,91	Canada	Maguire et coll. 1982, 1986; Maguire et Tkacz 1985
	Eau douce microcouche de surface	ND[2]-60,7	Canada	Maguire et coll. 1982
	Sédiments	ND[3]-10,78	Canada	Maguire 1984; Maguire et Tkacz 1985; Maguire et coll. 1986
	Poisson	ND[4]-0,02	Canada	Maguire et coll. 1986

[1] Limite de dosage = 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$ Sn.
[2] Limite de dosage = 0,50 $\mu g \cdot L^{-1}$ Sn.
[3] Limite de dosage = 0,01 $mg \cdot kg^{-1}$ Sn (poids sec).
[4] Limite de dosage = 0,01 $mg \cdot kg^{-1}$ Sn (poids humide).
[5] Limite de détection = 0,0004 $\mu g \cdot L^{-1}$ Sn.
[6] Limite de détection = 0,0001 $\mu g \cdot L^{-1}$ Sn.

6.3.14.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les organoétains renferment normalement de l'étain au degré d'oxydation + 4 et de un à quatre groupements aliphatiques ou aromatiques directement liés à l'étain par un carbone. Les organoétains peuvent être représentés par la formule R_nSnX_{4-n} (n = 1-4; R = alkyle ou aryle; X = H,OR ou halogène). Dans les mono-, di- et tri-organoétains importants dans le commerce, les valences inoccupées forment des liaisons avec des atomes d'halogène, de soufre ou d'oxygène. L'oxygène ou le soufre peuvent faire partie de groupements organiques anioniques plus grands (Jones et Millson 1982).

Très peu de renseignements sont disponibles sur les espèces et le devenir des organoétains dans l'environnement aquatique. En général, les études sur la persistance des principales catégories d'organoétains indiquent que la dégradation abiotique et biotique fait généralement intervenir des mécanismes de désalkylation et de désarylation séquentielles. Il peut également y avoir sorption par les sols et les sédiments; toutefois, la réabsorption ultérieure par le biote est possible (Thompson et coll. 1985). Les principaux mécanismes régissant la persistance des tri-*n*-butylétains dans les écosystèmes aquatiques sont la photolyse dans l'eau et la dégradation biologique dans l'eau et les sédiments. Aux températures et aux intensités de lumière solaire qui prédominent au Canada, on peut s'attendre à des demi-vies d'au moins plusieurs mois (Maguire et Tkacz 1985).

Les méthylétains peuvent être séquentiellement déméthylés en étain inorganique. On a estimé pour le tri-, le di- et le monométhylétain des demi-vies de photolyse de 30, 300 et 1500 h respectivement (Blunden 1983). Les tributylétains ne sont pas désalkylés à l'obscurité et ne sont pas volatilisés (Maguire et coll. 1983). Il existe des indices de sorption dans les sols et les sédiments (Sheldon 1978) et de désalkylation microbienne (Barug et Vonk 1980; Maguire et coll. 1985). On a constaté que le tributylétain (Bu_3Sn^+) était assez fortement lié à des sédiments stériles dans le port de Toronto (coefficient de partage $\sim 10^3$). La demi-vie de désorption à 20 °C des espèces de tributylétain était d'au moins 10 mois (Maguire et Tkacz 1985). Selon les conditions expérimentales, on a signalé des demi-vies de photolyse de 18 j (Slesinger et Dressler 1978) et de plus de 89 j (Maguire et coll. 1983) pour les composés du tributylétain. On considère que les demi-vies de photolyse pour le di- et le monobutylétain sont analogues. Les composés du tricyclohexylétain sont lentement volatilisés et, selon certains indices, il y a sorption par le sol et les sédiments (Blair 1975). Quoiqu'aucun renseignement ne soit disponible concernant les vitesses de dégradation, les cyclohexylétains sont dégradés par photolyse en libérant du cyclohexane et du cyclohexanol (Smith et coll. 1976). Les triphénylétains sont fortement liés au sol (Barnes et coll. 1973) et subissent, sous l'influence de la lumière du soleil, une désarylation séquentielle dont la demi-vie est de 14-21 j (Soderquist et Crosby 1978). Les triphénylétains peuvent être lentement dégradés par des microorganismes présents dans le sol (Barnes et coll. 1973).

Il peut vraisemblablement y avoir méthylation et déméthylation des organoétains dans l'environnement aquatique par des mécanismes abiotiques et biotiques. Toutefois, on n'a pas encore déterminé l'importance de ces processus dans l'environnement (Thompson et coll. 1985). Dans de l'eau et des mélanges eau-sédiments provenant du port de Toronto, les demi-vies de dégradation du tributylétain (Bu_3Sn^+) par débutylation séquentielle à 20 °C étaient de 5 et 4 mois respectivement (Maguire et Tkacz 1985). Les résultats d'une étude sur la dégradation du tributylétain par des bactéries provenant de sédiments du port de Toronto ont révélé que la réaction à 20 °C était deux fois plus rapide en conditions anaérobies qu'en conditions aérobies (Maguire et coll. 1985).

Certains organoétains peuvent être accumulés par les organismes aquatiques. Les valeurs calculées du coefficient de partage octanol/eau (log P_{oe} de $<$1-4,3) suggèrent qu'il y a possibilité de bioaccumulation des triorganoétains, et en particulier des composés renfermant des groupements organiques au moins aussi gros que le groupement butyle. Les valeurs calculées du facteur de bioconcentration varient de <1 à 10^4 et concordent en général avec celles observées lors des études limitées sur le terrain et qui sont disponibles (Thompson et coll. 1985).

6.3.14.5 Bibliographie

Barnes, R.D., A.T. Bull et R.C. Poller. 1973. Studies on the persistence of the organotin fungicide fentin acetate (triphenyltin acetate) in the soil and on surfaces exposed to light. Pestic. Sci. 4: 305-317. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)

Barug, D. et J.W. Vonk. 1980. Studies on the degradation of bis(tributyltin) oxide in soil. Pestic. Sci. 11: 77-82. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)

Blair, E.H. 1975. Biodegradation of tricyclohexyltin hydroxide. Environ. Qual. Saf. Suppl. 3: 406-409. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)

Blunden, S.J. 1983. The ultraviolet degradation of the methyltin chlorides in carbon tetrachloride and water. J. Organomet. Chem. 248: 149-160. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)

Byrd, J.T. et M.O. Andreae. 1982. Tin and methyltin species in seawater: concentrations and fluxes. Science 218: 565-569. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)

Evans, C.J. et S. Karpel. 1985. Organotin Compounds in Modern Technology. Elsevier Sci. Publ., Amsterdam, The Netherlands. 279 pp.

Hodge, V.F., S.L. Seidel et E.D. Goldberg. 1979. Determination of tin(IV) and organotin compounds in natural waters, coastal sediments and macro algae by atomic absorption spectrometry. Anal. Chem. 51: 1256-1259. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)

Iverson, W.P. et F.E. Brinckman. 1978. Microbial metabolism of heavy metals. *Dans* Water Pollution Microbiology. Vol. 2. R. Mitchell (ed.). John Wiley & Sons, New York. pp. 201-232. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)

Jones, P.A. 1985. Communication personnelle. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa.

Jones, P.A. et M.F. Millson. 1982. Les organoétains dans l'environnement canadien; exposé synoptique. Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa. Analyse économique et technique. Rapport SPE-3-EC-82-1F.

Lapp, T.W. 1976. Study on Chemical Substances from Information Concerning the Manufacture, Distribution, Use, Disposal, Alternatives, and Magnitude of Exposure to the Environment and Man. Task II – The Manufacture and Use of Selected Alkyltin Compounds. Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency. EPA 560 6-76-011, PB-251819. 122 pp.

Maguire, R.J. 1984. Butyltin compounds and inorganic tin in sediments in Ontario. Environ. Sci. Technol. 18: 291-294.

Maguire, R.J. et R.J. Tkacz. 1985. Degradation of the tri-*n*-butyltin species in water and sediment from Toronto harbor. J. Agric. Food Chem. 33: 947-953.

Maguire, R.J., Y.K. Chau, G.A. Bengert, E.J. Hale, P.T.S. Wong et O. Kramer. 1982. Occurrence of organotin compounds in Ontario lakes and rivers. Environ. Sci. Technol. 16: 698-702.
Maguire, R.J., J.H. Carey et E.J. Hale. 1983. Degradation of tri-*n*-butyltin species in water. J. Agric. Food Chem. 31: 1060-1065. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)
Maguire, R.J., D.L.S. Liu, K. Thomson et R.J. Tkacz. 1985. Bacterial degradation of tributyl tin. Rapport de l'Institut national de recherche sur les eaux 85-82.
Maguire, R.J., R.J. Tkacz, Y.K. Chau, G.A. Bengert et P.T.S. Wong. 1986. Occurrence of organotin compounds in water and sediment in Canada. Chemosphere. (Sous presse.)
MARTEC Ltd. 1979. Canadian Use Pattern Survey of Organotins, Phthalate Esters and Triaryl Phosphates. Document préparé pour le compte du Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)
Sheldon, A.W. 1978. Dissipation and detoxification of organotins in the environment. Proc. Annu. Mar. Coat. Conf. 18: IX-1 to IX-18. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)
Slesinger, A.E. et I. Dressler. 1978. The environmental chemistry of three organotin chemicals. *Dans* Report of the Organotin Workshop. M. Good (ed.). Univ. of New Orleans, New Orleans, Louisiana, Feb. 17-19. pp. 115-162. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)
Smith, G.N., F.S. Fischer et R.J. Axelson. 1976. Volatilization and photodecomposition of Plictran miticide. J. Agric. Food Chem. 24: 1225-1229. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)
Soderquist, C.J. et D.G. Crosby. 1978. Determination of triphenyltin hydroxide and its degradation products in water. Anal. Chem. 50: 1435-1439. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.
Thompson, J.A.J., M.G. Sheffer, R.C. Pierce, Y.K. Chau, J.J. Cooney, W.R. Cullen et R.J. Maguire. 1985. Organotin Compounds in the Aquatic Environment. Scientific Criteria for Assessing their Effects on Environmental Quality. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 22494. 284 pp.
U.S. EPA. 1977. Assessment of the Need for, the Character of, and the Impact Resulting from Limitations on Selected Organotins. Phase I. Assessment of the Need for Limitations on Organotins. R.R. Wilkinson and I.C. Smith (eds.). Office of Toxic Substances, U.S. Environmental Protection Agency.
Zuckerman, J.J., R.P. Reisdorf, H.V. Ellis, III et R.R. Wilkinson. 1978. Organotins in biology and the environment. *Dans* Organometals and Organometalloids, Occurrence and Fate in the Environment. F.E. Brinckman and J.M. Bellama (eds.). Am. Chem. Soc. Symp. Ser. No. 82. pp. 388-424. (Mentionnée dans Thompson et coll. 1985.)

6.3.15 Pesticides

6.3.15.1 Acides carboxyliques aromatiques

6.3.15.1.1 Dicamba

6.3.15.1.1.1 Utilisations et production

Le dicamba est un herbicide postlevée enregistré au Canada pour la lutte contre une gamme de mauvaises herbes à larges feuilles, incluant les pissenlits, les stellaires et l'herbe à puces dans les gazons et sur les sols non agricoles (p. ex. autour des chalets). Le dicamba est également utilisé commercialement pour lutter contre les mauvaises herbes, principalement à larges feuilles, dans les sols agricoles, les pâturages, les grands pâturages libres et les gazons. On a signalé des taux d'application variant de 0,1 à 11 kg-ia·ha^{-1} (ia = ingrédient actif) (Worthing 1983). Des taux d'application plus élevés sont nécessaires pour détruire les broussailles et les arbres dans les grands pâturages libres et les sols non agricoles comme les emprises. Au Canada, quinze sociétés sont enregistrées pour commercialiser 30 produits (11 d'usage domestique et 19 d'usage commercial) contenant du dicamba (Agriculture Canada 1985).

D'après un relevé des pesticides utilisés au Québec en 1982, le dicamba était vendu aux agriculteurs de cette province. On signalait les quantités totales de tous les herbicides vendus, mais on ne précisait pas les quantités d'herbicides individuels, comme le dicamba (Environnement Canada Ministère de l'Environnement du Québec 1984). En 1979, approximativement 90 % des terres utilisées pour la culture de céréales et d'oléagineux en Saskatchewan étaient traitées contre les mauvaises herbes avec les herbicides dicamba, 2,4-D, triallate et trifluraline (Smith 1982). En 1981 et en 1982, on a importé au Canada 473 t et 1220 t respectivement de dicamba sous forme de préparation herbicide. En 1982, on a importé une tonne de dicamba de qualité technique alors qu'aucune importation n'était signalée en 1981 (Statistique Canada 1983). En Ontario, 45 130 kg de dicamba ont été appliqués sur des cultures de plein champ, des fruits et des légumes, ainsi que sur le bord des routes en 1983 (Ontario Ministry of Agriculture and Food 1984).

Parmi les autres noms du dicamba utilisés au Canada mentionnons: Banvel D; Dycleer; Banvel, herbicide liquide; Chipman Lawn Weedkiller K; Dyvel, herbicide liquide; Green Cross Brushex dicamba 2,4-D; Kil-Mor et l'herbicide pour gazons Killex (Agriculture Canada 1984; Environnement Canada Ministère de l'Environnement du Québec 1984).

6.3.15.1.1.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Peu de renseignements sont disponibles sur les sources et les voies de pénétration du dicamba dans l'environnement aquatique. Selon les études disponibles, de faibles quantités de dicamba peuvent atteindre les eaux adjacentes pendant l'application et peu de temps après. Après application de dicamba à des taux de 1,1-2,2 kg-ia·ha^{-1} sur un sol de loam argileux (argile à montmorillonite, pH = 5-7, 1,5-2,0 % de matière organique) présentant une pente de 3 %, et après une pluie simulée de 1,3 cm·h^{-1}, on a décelé l'herbicide dans l'eau de ruissellement. On a mesuré des concentrations de résidus de 1,6 mg·L^{-1} 24 h après l'application, mais elles diminuaient à 18 µg·L^{-1} après 4 mois. L'herbicide n'était pas associé à la matière particulaire en suspension dans l'eau de ruissellement, mais était plutôt dissous. Quoique non mesurée, la dégradation microbienne expliquait probablement les concentrations réduites de dicamba mesurées après 4 mois (Trichell et coll. 1968). On a trouvé des résidus de dicamba à des concentrations atteignant 0,7 µg·L^{-1} dans de l'eau de percolation de lysimètre 10 mois après l'application (5,6 kg-ia·ha^{-1}) sur un sol de loam limoneux (1,72 % de matière organique, pH = 5,0). Toutefois, près de 50 % du dicamba appliqué à l'origine n'était plus dans le sol 2 mois après l'application. On a trouvé des résidus de 0,23 et de 0,54 µg·L^{-1} dans l'eau de ruissellement 3 et 4 mois respectivement après l'application initiale. La présence de résidus dans l'eau de ruissellement était attribuée aux pluies (Glass et

Edwards 1979). Les résidus dans l'eau d'un cours d'eau drainant un bassin versant boisé augmentaient sensiblement jusqu'à un maximum de 37 $\mu g \cdot L^{-1}$, 5,2 h après des applications aériennes de dicamba à des taux de 1,2 kg-ia·ha^{-1}. Les concentrations de dicamba dans l'eau du cours d'eau étaient principalement attribuées à l'application directe aux eaux de surface et à la dérive du liquide pulvérisé. Aucun résidu n'a été détecté (limite de détection = 1 $\mu g \cdot L^{-1}$) 11 j après l'application initiale. De faibles concentrations (~2 $\mu g \cdot L^{-1}$) de dicamba ont été observées dans l'eau du cours d'eau après le ruissellement causé par les précipitations et elles étaient principalement attribuables au lavage des feuilles (Norris et Montgomery 1975). En 1984, on a décelé du dicamba (0,05-30 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans la rivière Thames, dans le sud de l'Ontario, où il était utilisé régulièrement en agriculture (Ralston 1986).

6.3.15.1.1.3 Concentrations dans l'environnement

La base de données NAQUADAT (1985) ne signale la présence de dicamba que dans un seul échantillon prélevé avant 1980 dans la région de l'Ouest; la concentration mentionnée se situe sous la limite de détection de 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$. Lors d'un relevé en 1983-1984, des traces de dicamba (<0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) ont été retrouvées dans quelques échantillons d'eau prélevés des rivières LaSalle et Assiniboine au Manitoba (Williamson 1984).

6.3.15.1.1.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le dicamba, ou l'acide 3,6-dichloro-2-méthoxybenzoïque (figure 6-14), est un solide incolore dont le point de fusion est de 114-116 °C. Sa pression de vapeur est de 4,5 mPa à 25 °C et sa solubilité dans l'eau est de 6,5 $g \cdot L^{-1}$ à 25 °C (Worthing 1983).

En solution aqueuse, il est acide (pK_a 1,90) (Carringer et coll. 1975) et forme rapidement des sels solubles dans l'eau avec toute une gamme de métaux alcalins et d'ions ammonium et amine. Il est résistant à l'oxydation et à l'hydrolyse dans des conditions caractéristiques de l'environnement (Worthing 1983). On considère en général que le dicamba est non persistant dans les environnements terrestres et aquatiques; il n'existe toutefois que peu de renseignements sur sa dynamique environnementale dans les systèmes aquatiques.

On considère que le dicamba est mobile dans l'environnement. Il n'est pas sorbé en quantité appréciable par la matière particulaire dans les suspensions sol-eau. L'acide et le sel de diméthylamine sont très peu adsorbés dans les sols des Prairies canadiennes, qui sont composés d'argile (6-69,5 %), de limon (10,4-33,2 %), de sable (5,3-81,6 %) et de matière organique (1,8-7,8 %) présentant un pH de l'ordre de 5,9-7,5 et une capacité de rétention au champ de 10-41 % (Grover et Smith 1974). Les coefficients de distribution (K_d) dans les divers types de sols canadiens variaient de −0,14 à 0,30 (Grover 1977). Dans les sols humides, le dicamba et ses sels se dissocient et il y a élution rapide de l'anion dicamba, c.-à-d. le 3,6-dichloro-2-méthoxybenzoate (Grover et Smith 1974). Le sel de diéthylamine du dicamba n'était pas adsorbé sur la matière organique à pH 5,5 et à 24 ± 1 °C. On a toutefois

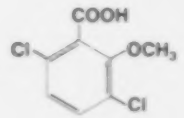


Figure 6-14. Dicamba.

observé une certaine adsorption sur des suspensions d'argile à montmorillonite saturées en calcium à pH 6,0 (Carringer et coll. 1975). L'acide humique peut sorber une faible quantité de dicamba en solution aqueuse (~1 %); une lixiviation prolongée avec de l'eau distillée du complexe acide humique-dicamba n'a permis de libérer aucun pesticide sorbé (Khan 1973). Quoique le dicamba ne soit pas facilement sorbé, le principal produit de sa dégradation biotique, l'acide 3,6-dichlorosalicylique, est sorbé par la matière particulaire du sol (Baur et coll. 1973).

Le dicamba peut se volatiliser depuis la surface des feuilles et du sol; l'importance de ce processus dans l'environnement n'a toutefois pas encore été approfondie. Les dommages observés chez des espèces cultivées sensibles ont été attribués à la dérive de vapeur (Behrens et Lueschen 1979). Aucun renseignement n'est disponible concernant l'évaporation du dicamba des eaux de surface. Le dicamba pur appliqué sous forme de mince pellicule et chauffé à 30 °C avait une demi-vie de moins de 7 j. L'acide semblait plus thermolabile que les sels (Baur et coll. 1973). Alors que l'on observait des pertes de 48 % à partir de planchettes nues exposées à 35 °C pendant 11 semaines, très peu de dicamba était perdu pendant une période de 8 semaines à partir de sols stériles incubés à 35 °C et à divers taux d'humidité relative (0-100 %) (Burnside et Lavy 1966). Lors d'une étude sur le terrain pendant laquelle on a déposé du dicamba sur des feuilles de maïs, il y avait volatilisation jusqu'à trois jours après l'application (Behrens et Lueschen 1979).

Le dicamba semble résistant à la photodégradation. Du dicamba pur irradié à 365 nm n'était pas dégradé (Hahn et coll. 1969). De même, la toxicité du dicamba en solution aqueuse pour les racines du concombre n'était pas sensiblement réduite après exposition à la lumière du soleil pendant des durées atteignant 16 h (Smith 1973).

On considère que le dicamba est non persistant dans les systèmes terrestres (Smith 1982). Il subit une dégradation rapide dans les sols humides non stériles. Par exemple, 90 % du dicamba appliqué à de l'argile lourde (argile 70 %, limon 25 %, sable 5 %, matière organique 4,2 %, pH 7,5, capacité de rétention au champ 40 %) de Regina était perdu après 5 semaines d'incubation à 25 °C, ce qui correspond à une demi-vie de 2-3 semaines (Smith 1973). Moins de 5 % du dicamba présent à l'origine persistait dans des parcelles traitées renfermant des loams sableux (argile 10 %, limon 25 %, sable 65 %, matière organique 4,6 %, pH 7,6) 45 j après une application estivale (Smith et Muir 1984). Du dicamba pulvérisé sur un sol de la région des dykes (argile 25 %, limon 56 %, sable 19 %, matière organique 2,6 %, pH 5,8) de la Nouvelle-Écosse était rapidement perdu et il n'en restait que 5 % après 42 j (Stewart et Gaul 1977). Lors d'études en labo-

ratoire sur des suspensions de sols dans de l'eau maintenue à 25 °C, le dicamba était rapidement perdu dans des conditions non stériles. La dégradation était essentiellement complète après 3 semaines et il restait moins de 1 % de la substance de départ après 9 semaines. Le principal produit de dégradation était l'acide 3,6-dichlorosalicylique qui était lui-même dégradé en libérant du gaz carbonique. Aucune dégradation n'a toutefois été observée dans des suspensions de sols stériles après 9 semaines (Smith 1974).

On dispose de peu de renseignements sur la persistance du dicamba dans l'eau. Cinq heures après la pulvérisation aérienne de dicamba (1,2 kg-ia·ha^{-1}) dans une région boisée, on a mesuré des concentrations maximales de résidus de 37 µg·L^{-1} dans l'eau des cours d'eau drainant le bassin versant. Les concentrations de résidus diminuaient pour revenir à la concentration de fond en 3 j environ. Selon les auteurs, il y avait peut-être eu sorption sur les sédiments du cours d'eau ou absorption par le biote (Norris et Montgomery 1975). L'application de dicamba à des taux de 4,3-4,5 kg·ha^{-1} sur la surface de deux petits étangs (0,11 et 0,2 ha) dans la partie centrale sud du Texas au mois de juin a produit une concentration initiale dans l'eau de 11 mg·L^{-1}. Les pertes moyennes s'établissaient approximativement à 1,6 mg·L^{-1}·j^{-1} et les pertes les plus rapides étaient observées pendant les 7 premiers jours du traitement. La dissipation était complète après approximativement 40 j. La présence de végétation aquatique ou une turbidité élevée n'influençaient apparemment pas le taux de dissipation du dicamba dans les étangs. Le dicamba était aussi rapidement dissipé lorsque maintenu en laboratoire dans une solution non stérile sous un éclairage ininterrompu (Scifres et coll. 1973). On a également étudié le devenir du dicamba dans un modèle d'écosystème aquatique renfermant de l'eau, du sable et une succession d'organismes du réseau alimentaire. Du dicamba initialement appliqué sur des feuilles de sorgho dans le compartiment terrestre était extrait dans l'eau; les concentrations maximales de résidus dans l'eau étaient observées après 6 j. Le dicamba persistait dans l'eau (10 % de pertes après 32 j) sous forme de l'espèce conjuguée ou l'espèce anionique et était transformé lentement en 5-hydroxydicamba. Il n'y avait aucun signe de bioamplification puisque les concentrations de résidus diminuaient à mesure que l'on progressait dans la chaîne trophique (Yu et coll. 1975).

6.3.15.1.1.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP 84.

Agriculture Canada. 1985. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP 85.

Baur, J.R., R.W. Bovey et H.G. McCall. 1973. Thermal and ultraviolet loss of herbicides. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1: 289-302.

Behrens, R. et W.E. Lueschen. 1979. Dicamba volatility. Weed Sci. 27: 486-493.

Burnside, O.C. et T.L. Lavy. 1966. Dissipation of dicamba. Weeds 14: 211-214.

Carringer, R.D., J.B. Weber et T.J. Monaco. 1975. Adsorption- desorption of selected pesticides by organic matter and montmorillonite. J. Agric. Food Chem. 23: 568-572.

Environnement Canada Ministère de l'Environnement du Québec. 1984. Les pesticides en agriculture au Québec en 1982. Service de la protection de l'environnement Service de l'assainissement agricole, Montréal (Québec). 134 pp.

Glass, R.L. et W.M. Edwards. 1979. Dicamba in lysimeter runoff and percolation water. J. Agric. Food Chem. 27: 908-909.

Grover, R. 1977. Mobility of dicamba, picrolam, and 2,4-D in soil columns. Weed Sci. 25: 159-162.

Grover, R. et A.E. Smith. 1974. Adsorption studies with the acid and dimethylamine forms of 2,4-D and dicamba. Can. J. Soil Sci. 54: 179-186.

Hahn, R.R., O.C. Burnside et T.L. Lavy. 1969. Dissipation and phytotoxicity of dicamba. Weed Sci. 17: 3-8.

Khan, S.U. 1973. Interaction of humic acid with chlorinated phenoxyacetic and benzoic acids. Environ. Lett. 4: 141-148.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Norris, L.A. et M.L. Montgomery. 1975. Dicamba residues in streams after forest spraying. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13: 1-8.

Ontario Ministry of Agriculture and Food. 1984. Survey of pesticide use in Ontario 1983. Economics Information Report No. 84-05. 39 pp.

Ralston, J.G. 1986. Communication personnelle. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto (Ontario).

Scifres, C.J., T.J. Allen, C.L. Leinweber et K.H. Pearson. 1973. Dissipation and phytotoxicity of dicamba residues in water. J. Environ. Qual. 2: 306-309.

Smith, A.E. 1973. Transformation of dicamba in Regina heavy clay. J. Agric. Food Chem. 21: 708-710.

Smith, A.E. 1974. Breakdown of the herbicide dicamba and its degradation product 3,6-dichlorosalicylic acid in Prairie soils. J. Agric. Food Chem. 22: 601-605.

Smith, A.E. 1982. Herbicides and the soil environment in Canada. Can. J. Soil Sci. 62: 433-460.

Smith, A.E. et D.C.G. Muir. 1984. Determination of extractable and non-extractable radioactivity from small field plots 45 and 95 weeks after treatment with ^{14}C-dicamba, 2,4-dichloro-^{14}C-phenoxy acetic acid, ^{14}C-triallate and ^{14}C-trifluralin. J. Agric. Food Chem. 32: 588-593.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Stewart, D.K.R. et S.O. Gaul. 1977. Persistence of 2,4,-D, 2,4,5-T and dicamba in a dykeland soil. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 18: 210-218.

Trichell, D.W., H.L. Morton et M.G. Merkle. 1968. Loss of herbicides in runoff waters. Weed Sci. 16: 447-449.

Williamson, D.A. 1984. A Preliminary Investigation into the Presence of Agricultural Pesticides in the LaSalle and Assiniboine Rivers, Manitoba, Canada. Environmental Management Services Branch, Manitoba Department of Environment and Workplace Safety and Health. Water Standards and Studies Report No. 84-5.

Worthing, C.R. 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 172.

Yu, C.-C., D.J. Hansen et G.M. Booth. 1975. Fate of dicamba in a model ecosystem. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13: 280-283.

6.3.15.2 Carbamates

6.3.15.2.1 Utilisations et production

Les carbamates sont des analogues synthétiques de l'alcaloïde physostigmine tiré de la fève de Calabar (*Physostigma venenosum*). Leur activité est associée à une variation considérable de structure; chacun des composés a une sélectivité remarquable (toxicité faible pour les mammifères) et peut être dégradé assez rapidement dans l'envi-

Tableau 6-123. Carbamates dont l'utilisation est homologuée au Canada en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires et, dans certains cas, quantités importées

Pesticide[1]	Quantités importées (t) 1981	1982	Utilisations
Aldicarbe (p)	—	—	Insecticide: betterave, pomme de terre, tabac et oignon
Aminocarbe (Matacil) (p)	9	9	Insecticide: cultures, forêts
Aminocarbe (t)	104	206	Destiné à la vente sous forme de préparations d'aminocarbe
Asulame (p)	153	20	Herbicide: mauvaises herbes
Bendiocarbe (p)	—	—	Insecticide: appât à fourmis
Bénomyl (p)	—	—	Fongicide: enrobage des semences
Carbaryl (Sevin) (p)	250	137	Insecticide: colliers antipuces, poudres, cultures; fongicide: cultures
Carbaryl (t)	80	82	Destiné à la vente sous forme de préparations de carbaryl
Carbendazime-phosphate (p)	—	—	Fongicide
Carbofuran (p)	1288	915	Insecticide: cultures nématicides
Chlorprophame (p)	—	—	Herbicide: inhibition de la germination des pommes de terre
Desmédiphame (p)	—	—	Herbicide: post-levée
Diméthlan (p)	—	—	Insecticide: papier à mouches
Dioxacarbe (p)	—	—	Insecticide: appât à mouches
Eptame (p)	239	728	Herbicide: sélectif de prélevée
Ferbame (p)	2	—	Fongicide: arbres fruitiers
Ferbame (t)	4	—	Destiné à la vente sous forme de préparations de ferbame
Formétanate, chlorhydrate de (p)	—	—	Acaricide, insecticide, molluscicide: plantes et arbres
Mancozèbe (p)	—	—	Fongicide: pomme de terre, protection des semences
Manèbe (p)	432	477	Fongicide: traitement des semences
Manèbe (t)	18	—	Destiné à la vente sous forme de préparations de manèbe
Métam-sodium (p)	—	—	Fumigant
Méthiocarbe (p)	—	—	Molluscicide: boulettes
Méthomyl (p)	—	—	Insecticide: appât à mouches
Métiram (p)	—	—	Insecticide; fongicide; protection des semences
Nabame (p)	13	—	Acaricide
Oxamyl (p)	—	—	Insecticide; nématicide
Phenmédiphame (p)	26	63	Herbicide: postlevée
Pirimicarbe (p)	9	10	Aphicide: sélectif
n-hydroxymethyl-*n*-méthyldithiocarbamate de potassium (p)	—	—	Microbiocide
n-méthyldithiocarbamate de potassium (p)	—	—	Microbiocide
Prophame (p)	—	—	Herbicide: sélectif
Propoxur (Baygon) (p)	—	—	Insecticide: mouches, puces, guêpes, fourmis
Diméthyldithiocarbamate de sodium (p)	—	—	Microbiocide; myxobactéricide
Triophanate-méthyl (p)	—	—	Fongicide: pomme de terre, roses, sapins, protection des semences
Thirame (p)	—	—	Fongicide; insecticide: répulsif à appliquer sur animaux familiers
Zinèbe (p)	53	103	Insecticide; fongicide: pomme de terre, tomate, légumes
Zirame (p)	—	—	Microbiocide
Pesticides à base de thiocarbamates (préparation non spécifiée)	50	34	Herbicide; fongicides (surtout)
Pesticides à base de dithiocarbamates (préparation non spécifiée)	595	717	Herbicides; fongicides (surtout)
Pesticides à base de carbamates (préparation non spécifiée)	157	627	Insecticides (surtout)

[1] p = préparation pesticide; t = qualité technique.

Sources: Statistique Canada 1983; Agriculture Canada 1984.

Tableau 6-124. Quantités de carbamates vendues au Canada en 1977

Carbamates	Quantités vendues
Insecticides à base de carbamates (sans fongicide) (y compris carbaryl, carbofuran, bux, Baygon, lannate, Sevin, etc.)	3 187 189 kg
Herbicides à base de carbamates (y compris Avadex, Avadex BW, CIPC, eptame, IPC, tillame, Vegadex et des mélanges de carbamates)	4 485 656 kg
Thirame (dithiocarbamate fongicide) (sans insecticide)	9 579 L
Autres dithiocarbamates fongicides (sans insecticide) (y compris manèbe, Dithana M-45, Manzate D, Polyrame, Zirame, etc.)	784 156 L

Source: Statistique Canada 1978.

ronnement. C'est pourquoi ces pesticides à large spectre ont remplacé les hydrocarbures chlorés dans beaucoup d'utilisations (Holmstedt 1972; NAS 1977).

Le tableau 6-123 donne la liste des carbamates dont l'utilisation est homologuée au Canada et, le cas échéant, les quantités importées.

Les renseignements les plus récents sur les quantités de carbamates vendus au Canada ont été publiés en 1977 (tableau 6-124).

6.3.15.2.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La principale source de carbamates dans l'environnement est l'épandage sur les forêts et les zones agricoles pour lutter contre les ravageurs. La dérive de l'aérosol, le ruissellement

sur les sols et le lessivage des terres traitées sont responsables de la plus grande partie des carbamates dans le milieu aquatique (Kuhr et Dorough 1976; Coady 1978). Les effluents des usines produisant des carbamates peuvent être des sources ponctuelles importantes (Kuhr et Dorough 1976; McNeely et coll. 1980).

6.3.15.2.3 Concentrations dans l'environnement

Il existe peu de renseignements sur les teneurs en résidus de carbamates dans l'environnement (Kuhr et Dorough 1976; NAS 1977). On s'y serait attendu, vu que les données existantes montrent que les carbamates ne sont pas aussi persistants dans le milieu aquatique que les pesticides organophosphatés ou organochlorés (Kuhr et Dorough 1976).

Les teneurs en résidus d'aminocarbe dans un ruisseau situé près d'une zone d'épandage (contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette) atteignaient un maximum de 24 $\mu g \cdot L^{-1}$, 3-4 h après l'épandage de ce produit à raison de 70 $g\text{-ia}\cdot ha^{-1}$ (ia = ingrédient actif). Le composé n'était plus décelable 15-20 h après l'épandage. Sur 26 poissons échantillonnés dans cette zone deux jours après l'application par pulvérisation, seulement deux présentaient des teneurs tissulaires décelables de 0,02 $mg \cdot kg^{-1}$ et 0,04 $mg \cdot kg^{-1}$ (Coady 1978).

Le tableau 6-125 donne les concentrations de carbaryl et d'aldicarbe dans des échantillons d'eau de surface prélevés dans la région de l'Atlantique.

6.3.15.2.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les carbamates sont un groupe de dérivés organiques de l'acide carbamique (H_2NCOOH); l'acide libre n'existe pas; par contre, ses sels sont assez stables. Les carbamates d'alkyle et d'aryle sont assez solubles dans l'eau et, en général, peu volatils (tableau 6-126). En conditions alcalines, de nombreux composés sont hydrolysés (Kuhr et Dorough 1976; Verschueren 1983).

Le devenir des carbamates dans l'environnement varie grandement; la durée de vie de chaque composé dépend, dans une situation donnée, de divers paramètres physiques et chimiques. On possède certaines données sur leur persistance dans les systèmes terrestres; par contre, on connaît peu leur comportement dans les systèmes aqueux. En général, on ne considère pas que les carbamates sont, dans l'ensemble, des contaminants à long terme de l'environnement; sous des conditions analogues, ils ne persistent pas aussi longtemps que bon nombre de pesticides organochlorés (Kuhr et Dorough 1976).

Les principaux processus qui régissent le devenir des carbamates dans le milieu aquatique semblent être l'hydrolyse en milieu alcalin, la photolyse et la biodégradation; cependant, la vitesse d'élimination de l'eau varie beaucoup pour les divers carbamates (Kuhr et Dorough 1976).

On a montré que plusieurs carbamates étaient hydrolysés en milieu alcalin. On a étudié la persistance du carbaryl, de

Tableau 6-125. Concentrations de carbaryl et d'aldicarbe dans la région de l'Atlantique au Canada

Carbamate	Région	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Carbaryl	Nouvelle-Écosse	<0,03-0,05[1]	47	1984
	Nouvelle-Écosse (une station: lac)	0,10 et 2,00[1] (limites supérieures maximales)	2	1984
Aldicarbe	Nouveau-Brunswick	<0,02[2]	17	1983

[1] Limite de détection = 0,04 $\mu g \cdot L^{-1}$.
[2] Limite de détection = 0,0[2] $\mu g \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

Tableau 6-126. Propriétés physiques et chimiques de certains carbamates insecticides

Nom commun	Nom chimique	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa(°C))	Solubilité dans l'eau ($mg \cdot L^{-1}$(°C))
Aldicarbe	2-méthyl-2-(méthylthio)propanaldhyde *O*-(méthylcarbamoyl)oxime	98-100	$1,3 \times 10^{-2}$ (25)	0,6 % (25)
Aminocarbe (Matacil)	*N*-méthylcarbamate de [4-(diméthylamino)-3-méthyl]phényle	93-94		
Asulame	*N*[(4-aminophényl)sulphonyl]-carbamate de méthyle	143-143		0,5 %
Propoxur (Baygon)	*N*-méthylcarbamate de 2-isopropoxyphényle	91	$8,7 \times 10^{-3}$ (20)	0,1-0,2 %
Carbaryl (Sevin)	*N*-méthylcarbamate de 1-naphtyle	142	<10 (26)	40 (30)
Carbofuran	*N*-méthylcarbamate de 2,3-dihydro-2,2-diméthyl-7-benzofuranyle	150-152	$2,7 \times 10^{-4}$ (33)	700 (25)
Eptame	*N,N*-dipropylthiocarbamate de *S*-éthyle		47 (25)	370
Nabame	*N,N*-éthylène bis(dithiocarbamate) de sodium			20 %
Prophame	*N*-phénylcarbamate d'isopropyle		250	

Source: Verschueren 1983.

l'aminocarbe et du propoxur (10 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans des eaux de surface brutes (pH = 7,3-8,0) prélevées dans la rivière Little Miami, une petite rivière recevant des eaux usées domestiques et industrielles ainsi que le ruissellement de sols agricoles. Après 8 semaines, tous les carbamates avaient complètement disparu. Après une semaine, il restait 5 % de carbaryl, 50 % de propoxur et 60 % d'aminocarbe; toutefois, après 4 semaines, le carbaryl avait complètement disparu et il ne restait que 10 % d'aminocarbe et 30 % de propoxur (Eichelberger et Lichtenberg 1971). On a étudié la persistance du carbaryl, du propoxur, du pyrolan et du dimétilan dans les eaux du Nil en Egypte (40 mg dans 10 L d'eau à pH 7,2 et à 25 °C). Le carbaryl et le propoxur disparaissaient complètement après 1 semaine; par contre, les diméthylcarbamates demeuraient intacts pendant au moins 3 mois (Aly et El-Dib 1971). On a trouvé que les demi-vies d'hydrolyse du carbaryl, du prophame et du chloroprophame dans l'eau distillée à pH 9 et à 27 °C étaient de 0,15, $>10^4$ et $>10^4$ j respectivement. Cependant, la demi-vie d'hydrolyse du carbaryl passait à 1500 j à pH 5 et à 15 j à pH 7. La demi-vie d'hydrolyse du carbaryl était de 32 j dans de l'eau d'étang de Hickory Hills (pH 6,7) et de 12 j dans l'eau d'étang n° 1 de l'USDA (Wolfe et coll. 1978), deux étangs situés près d'Athens en Georgie. La vitesse d'hydrolyse du carbofuran à 25 °C augmente aussi avec le pH. A pH 5, la demi-vie d'hydrolyse était supérieure à 10^3 j, mais elle diminuait à 20 j à pH 7 et à moins de 1 j à pH 8,5 (CNRC 1980). On a étudié le devenir du propoxur dans l'eau lacustre (profondeur de 25 cm) et les sédiments (profondeur de 5 cm) d'un étang artificiel extérieur. A pH 7 et à 27-36 °C, la demi-vie du propoxur était de moins de 1 j. Dans de petits récipients en verre scellés, à pH 7 et à 5-22 °C, la demi-vie était de 2,3 j, alors que dans l'eau stérilisée dans des contenants scellés, elle était de 3,4 j (Flint et Shaw 1971).

L'hydrolyse des carbamates est fonction de la température: par exemple, on a évalué qu'une augmentation de température de 1 °C accroît de 35 % la vitesse d'hydrolyse du carbofuran (FMC Corporation 1977).

Comme la pression de vapeur des carbamates est faible, on ne prévoit pas que la volatilisation soit un processus important d'élimination du milieu aquatique.

On a fait des études de photolyse avec ou sans photosensibilisateur à des longueurs d'ondes inférieures à 290 nm; ces résultats ne sont donc pas directement applicables à l'irradiation par la lumière solaire (CNRC 1982). Les demi-vies de photolyse directe du carbaryl et du prophame dans de l'eau distillée à la lumière solaire étaient de 6,6 et 254 j respectivement. Dans l'intervalle de pH de 5-9, les vitesses de dégradation photolytique ne variaient pas avec le pH (Wolfe et coll. 1978). La demi-vie de dégradation du carbofuran par irradiation dans de l'eau distillée à pH 7, à une longueur d'onde de 300-400 nm était d'environ 5-6 j. Par contre, en présence d'un photosensibilisateur (p. ex. la benzophénone), la demi-vie diminuait à environ 1,8 j (Palmere 1976). Des données indirectes laissent entendre que le propoxur peut résister assez bien à la photodégradation à des longueurs d'onde supérieures à 285-290 nm, bien que l'on ait constaté une dégradation lors de l'exposition à l'ultraviolet. La dégradation du propoxur en solution aqueuse est lente, mais elle devient plus rapide en présence de photosensibilisateurs (CNRC 1982).

Il ne semble pas que la sorption joue un rôle important dans l'élimination des carbamates de l'eau. Vu la solubilité des carbamates dans l'eau (tableau 6-126), seule une faible portion de ceux présents dans les systèmes aqueux serait associée aux sédiments. On ne prévoit pas que la concentration de carbofuran dans les sédiments dépasse de beaucoup celle dans l'eau (CNRC 1980). Le propoxur n'est que faiblement adsorbé sur les sols saturés d'eau (CNRC 1982). La lixiviation de l'aldicarbe était limitée dans les loams argileux et les sols humiques; par contre, elle était importante dans les sables grossiers (Coppedge et coll. 1977).

On a trouvé que plusieurs carbamates étaient facilement biodégradables. Des additions successives de carbaryl dans des eaux du Nil ont montré que les microbes s'acclimataient d'une certaine façon à ce composé. A la quatrième addition, une concentration de carbaryl de 17,5 $mg \cdot L^{-1}$ était presque complètement éliminée par dégradation en environ 1 j. Lorsqu'on mélangeait l'eau à des eaux d'égout dans une proportion de 50:50, la dégradation du carbaryl était encore plus rapide (Aly et El-Dib 1971). Au cours d'une autre étude faite avec une concentration de bactéries de 0,1 $mg \cdot L^{-1}$, la biodégradation du carbaryl était plus lente avec une demi-vie de plus de 10^4 j (Wolfe et coll. 1978). Certains microorganismes cultivés en conditions aérobies peuvent dégrader rapidement le propoxur; des demi-vies de moins de 1 j ont été signalées (Gupta et coll. 1975; CNRC 1982). On prévoit que la dégradation microbienne du prophame est assez rapide (demi-vie = 3,2 j) (Wolfe et coll. 1978). Dans des conditions *in situ*, l'aldicarbe était dégradé dans les sols avec une demi-vie d'environ 7 j dans un sol loameux (Coppedge et coll. 1977).

Vu leur caractère légèrement lipophile et leur dégradation assez rapide, on ne prévoit pas que la bioaccumulation des carbamates dans l'environnement aquatique soit importante. On a signalé des facteurs de bioconcentration dans le poisson de 6 et de 8,9 pour les carbofurans (CNRC 1980) et le propoxur (Neely et coll. 1974) respectivement. L'aminocarbe avait une demi-vie de 1 j chez les alevins de truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) (Lockhart et coll. 1984), de 2 j chez la barbotte brune (*Ictalurus nebulosus*) (Richardson et Qadri 1982) et de <10 j chez la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) (Lamb et Roney 1976; CNRC 1983). Chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*), le carbofuran avait une demi-vie d'environ 4 j (CNRC 1980). Des études faites dans des écosystèmes terrestres-aquatiques n'ont pas réussi à montrer qu'il y avait bioamplification du carbofuran (Metcalf et coll. 1971; Yu et coll. 1974).

6.3.15.2.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication n° 1654 RP 84.

Aly, O.M. et M.A. El-Dib. 1971. Studies of the persistence of some carbamate insecticides in the aquatic environment. I. Hydrolysis of Sevin, Baygon, pyrolan and dimetilan in waters. Water Res. 5: 1191-1205.

CNRC. 1980. Carbofurane: critères pour interpréter les effets de son utilisation sur l'état de l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Con-

seil national de recherches Canada, Ottawa. CRNC nº 16741. 184 pp.
CNRC. 1982. Les effets du propoxur sur la qualité de l'environnement, notamment quant à son emploi dans la lutte contre les insectes piqueurs. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18573. 253 pp.
CNRC. 1983. Aminocarbe: effets de son utilisation sur la forêt et l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18980. 271 pp.
Coady, L.W. 1978. Immediate Chemical and Toxicological Influences of Aerially Applied Fenitrothion and Aminocarb in Selected Newfoundland Streams. Service de la protection de l'environnement, Région de l'Atlantique, Environnement Canada, St. John's (Terre-Neuve), Rapport SPE-5-AR-78-1.
Coppedge, J.R., D.L. Bull et R.L. Ridgway. 1977. Movement and persistence of aldicarb in certain soils. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 5: 129-141.
Eichelberger, J.W. et J.J. Lichtenberg. 1971. Persistence of pesticides in river water. Environ. Sci. Technol. 5: 541-544.
Flint, D.R. et H.R. Shaw. 1971. The mobility and persistence of baygon in soil and water. Chemagro Corp., Missouri. Rapport inédit. No. 30589. (Mentionnée dans CNRC 1982.)
FMC (Food Machinery Chemical) Corporation. 1977. Carbofuran environmental impact data. Rapport inédit. (Mentionnée dans CNRC 1980.)
Gupta, K.G., R.K. Sud, P.K. Aggarwal et J.C. Aggarwal. 1975. Effect of baygon on some soil biological processes and its degradation by a *Pseudomonas* sp. Plant Soil 42: 317-325.
Holmstedt, B. 1972. The ordeal of Old Calabar: The pageant of *Physostigma venenosum* in medicine. *Dans* Plants in the Development of Modern Medicine. T. Swain (ed.). Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. (Mentionnée dans Kuhr et Dorough 1976.)
Kuhr, R.J. et H.W. Dorough. 1976. Carbamate Insecticides: Chemistry, Biochemistry, and Toxicology. CRC Press, Inc., Cleveland, Ohio. 301 pp.
Lamb, D.W. et D.J. Roney. 1976. Accumulation and persistence of residues in channel catfish exposed to Matacil[14]. Mobay Chem. Corp. Rep. 49309. Pittsburgh, Pennsylvania. (Mentionnée dans CNRC 1983.)
Lockhart, W.L., D.A. Metner, B.N. Billeck, G.P. Rawn et D.C.G. Muir. 1984. Bioaccumulation of some forestry pesticides in fish and aquatic plants. *Dans* Chemical and Biological Controls in Forestry. W.Y. Garner et J. Harvey (eds.). Am. Chem. Soc. Symp. Ser. No. 238. pp. 298-315.
McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Pesticides. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 42-54.
Metcalf, R.L., G.K. Sangha et I.P. Kapoor. 1971. Model ecosystems for the condition of pesticide biodegradability and ecological magnification. Environ. Sci. Technol. 5: 709-713.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
NAS. 1977. Drinking Water and Health. Safe Drinking Water Committee, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.
Neely, W.B., D.R. Branson et G.E. Blau. 1974. Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environ. Sci. Technol. 8: 1113-1115.
Palmere, R.M. 1978. Photodecomposition of carbofuran. FMC (Food Machinery Chemical) Corporation Report P-0157. Rapport inédit. (Mentionnée dans CNRC 1980.)
Richardson, G.M. et S.U. Qadri. 1982. Acute toxicity, kinetics and metabolism of aminocarb in the brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*). Water Pollut. Res. Can. 17: 153-158.
Statistique Canada. 1978. Ventes de produits antiparasitaires par les sociétés enregistrées du Canada 1977. Catalogue nº 46-212.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.
Wolfe, N.L., R.G. Zepp et D.F. Paris. 1978. Carbaryl, propham, and chloropropham: a comparison of the rates of hydrolysis and photolysis with the rate of biolysis. Water Res. 12: 565-571.
Yu, C.-C., G.M. Booth, D.J. Hansen et J.R. Larsen. 1974. Fate of carbofuran in a model ecosystem. J. Agric. Food Chem. 22: 431-434.

6.3.15.3 Composés chlorophénoxy

6.3.15.3.1 2,4-D

6.3.15.3.1.1 Utilisations et production

L'acide 2,4-diclorophénoxyacétique, aussi connu sous le nom de 2,4-D, est enregistré au Canada comme herbicide (Agriculture Canada 1984). Son usage est largement répandu comme herbicide systémique pour lutter contre les mauvaises herbes latifoliées dans les céréales et sur les propriétés industrielles, les pelouses, les pâturages et les terres non cultivées (CNRC 1979; Weed Science Society of America 1979; Worthing 1983). La plupart des cultures dicotylédones sont touchées aux taux d'épandage habituels de cet herbicide (Weed Science Society of America 1979; Que Hee et Sutherland 1981). Parmi les autres principales utilisations du 2,4-D au Canada, on compte la culture céréalière où il augmente le rendement de 10-15 % en éliminant les mauvaises herbes compétitives, l'exploitation des forêts où il sert à inhiber la croissance d'espèces feuillues moins souhaitées, et la destruction des mauvaises herbes, par exemple dans les emprises. Il est épandu sur les lacs, les étangs et les fossés pour éliminer les macrophytes enracinés ainsi que les mauvaises herbes flottantes et submergées. Ce qui différencie surtout les divers usages, c'est la quantité épandue, ainsi que le mode et la fréquence d'épandage nécessaires pour détruire les plantes non désirées (CNRC 1979).

Le 2,4-D est produit commercialement par chloration du phénol en 2,4-dichlorophénol, puis par réaction de ce dernier avec l'acide monochloroacétique pour donner le 2,4-D. Les préparations commerciales de 2,4-D se composent en général de sels ou d'esters (éthylique, isopropylique, butylique, amylique, heptylique, octylique) de l'acide (U.S. EPA 1974). Les esters sont synthétisés par réaction du 2,4-D avec l'alcool approprié. Les sels sont obtenus par addition de l'amine ou de l'hydroxyde inorganique approprié (CNRC 1979). Dans les provinces des Prairies, on se sert aussi bien des esters que des sels d'amine du 2,4-D. En 1976, les préparations de 2,4-D épandues en Saskatchewan, en Alberta et au Manitoba contenaient environ 27, 33, et 81 %, respectivement de sel d'amine (Gummer 1981).

Jusqu'à 1983, on produisait du 2,4-D à Edmonton; les quantités fabriquées s'élevaient alors à 4500 t (CORPUS Information Services 1983).

Le tableau 6-127 donne les importations d'acide, d'esters et de sels d'amine du 2,4-D.

Voici certains noms sous lesquels le 2,4-D est connu: Agrotect, Amoxone, Aqua-Kleen, Chipco Turf Herbicide D, Chloroxone, Crop Rider, D50, Dacamine*, Ded-Weed, Dormone, Esteron*, Esterone, Fernesta, Fernamine, Fernoxone,

Tableau 6-127. Importations de préparations de 2,4-D et de ses esters et de ses sels d'amine au Canada

Composé	Quantité (t)		
	1981	1982	1983
2,4-D (qualité technique)	55	331	1533
2,4-D et esters du 2,4-D (préparation herbicide)	764	2935	1017
Préparations d'esters et de sels d'amine du 2,4-D	1923	4625	2607

Sources: Statistique Canada 1983, 1984.

Feroxone, Formula 40, Hedonal, Lawn-Keep, Macondray, Miracle, Pennamine D, Planotox, Plantgard, Salvo, Tributon, U46, Vergemaster, Verton 2D, Visko-Rhap Low Volatile 4L, Weedar*, Weedez, Weedone*, Weed-Rhap et Wonder Bar (McNeely et coll. 1980). Dans ces préparations, le 2,4-D peut être présent sous forme d'acide, d'esters peu volatils, de sel de sodium, de diméthylammonium, de diéthanolammonium et d'autres sels d'amine (Agriculture Canada 1984).

On a constaté que les préparations commerciales de 2,4-D contenaient des polychlorodibenzo-*p*-dioxines (PCDD) (CNRC 1982).

6.3.15.3.1.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le 2,4-D est rejeté dans le milieu aquatique par des industries comme celles s'occupant de la fabrication et de l'emballage d'herbicides. Les effluents urbains constituent une autre source de 2,4-D dans le milieu aquatique. Pendant son épandage, le 2,4-D dérive aussi dans l'atmosphère et endommage localement des cultures sensibles, en plus d'être transporté sur de grandes distances. Le 2,4-D est épandu directement sur les lacs, les étangs et les fossés pour détruire les mauvaises herbes. Le ruissellement agricole contribue grandement à la quantité de 2,4-D rejetée dans les eaux de surface (CNRC 1979; Gummer 1981; Nagy et Painter 1985).

6.3.15.3.1.3 Concentrations dans l'environnement

A certaines stations situées en aval des centres urbains, on a observé des concentrations élevées de 2,4-D dans l'eau. Par exemple, on notait des concentrations de 4,33 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans le ruisseau Wascana en aval de Regina (Saskatchewan) et de 3,40 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans la rivière Rouge près de Selkirk (Manitoba). La concentration de 2,4-D dans l'effluent d'une usine située à quelques kilomètres à l'est d'Edmonton (Alberta) atteignait 4,34 $mg \cdot L^{-1}$ (Gummer 1981).

Les échantillons d'eau de suface prélevés entre 1971 et 1977 dans l'ouest du Canada présentaient une concentration de 2,4-D variant d'une valeur inférieure à la limite de détection (4 $ng \cdot L^{-1}$) jusqu'à 334 $ng \cdot L^{-1}$. Des 1386 échantillons analysés, à l'exception de ceux provenant de districts éloignés de toute influence agricole, 69 % présentaient des concentrations décelables de 2,4-D (Gummer 1981). Les résultats d'une étude préliminaire entreprise en 1983-1984 sur la présence de pesticides agricoles dans la rivière LaSalle au Manitoba indiquent la présence de concentrations de 2,4-D allant de 11 à 130 $ng \cdot L^{-1}$ (Williamson 1984).

En Ontario, huit bassins versants de type agricole ont été échantillonnés en 1974 en vue de déceler des herbicides phénoxydiques; les résultats ont montré que 39 % des échantillons d'eau contenaient du 2,4-D, la concentration résiduelle moyenne étant de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (intervalle: <0,1-16 $\mu g \cdot L^{-1}$). L'année suivante, on prélevait dans 11 mini-bassins versants de type agricole des échantillons dans lesquels on dosait les herbicides phénoxydiques. Parmi les 404 échantillons analysés, 38 (9,4 %) renfermaient du 2,4-D; 33 présentaient une concentration inférieure à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$; 2, une concentration de 1-2 $\mu g \cdot L^{-1}$; 1, une concentration de 16 $\mu g \cdot L^{-1}$; enfin, 1, une concentration de 320 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Frank et coll. 1978).

Les charges les plus élevées de 2,4-D ont été observées dans le bassin versant du ruisseau Hillman (Ontario), où ce produit n'était pas utilisé à des fins agricoles mais où il était épandu sur les emprises. Dans la plupart des bassins versants, les pertes par ruissellement étaient comprises entre 0,3 et 6,0 g par saison, par bassin versant. Seuls les ruisseaux Big et Hillman présentaient des pertes élevées, soit 66,5 et 328 g. Ces pertes semblaient être causées par la contamination directe du cours d'eau au moment des épandages. Elles se sont produites surtout en juin et en juillet, c'est-à-dire au coeur de la saison d'épandage (Frank et coll. 1978).

Des études ont été effectuées en Ontario sur des puits et des étangs agricoles soupçonnés d'avoir été contaminés par des herbicides phénoxydiques; les résultats obtenus ont montré que c'était bel et bien le cas pour 48 % des étangs et 60 % des puits. Dans le cas des puits contaminés 81 % d'entre eux contenaient des concentrations décelables de 2,4-D. Dans les étangs où l'équipement servant à l'épandage était rempli, nettoyé ou vidé, la concentration de 2,4-D variait de traces (<0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$) à 1,5 $\mu g \cdot L^{-1}$. Dans les étangs contaminés par le ruissellement de surface, la concentration des résidus variait de moins de 0,1 à 4 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Frank 1970-1974).

A la suite d'une étude effectuée au lac Buckhorn (Ontario), où le 2,4-D sert à détruire les mauvaises herbes aquatiques, on signalait deux périodes distinctes de concentration maximale, soit 4,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ à la fin juin et 1,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ à la fin août. La première était directement due à l'épandage, et la seconde correspondait probablement à la libération de 2,4-D par les plantes en décomposition. Toutefois, selon les vitesses de disparition du 2,4-D, la persistance était limitée dans le lac (Nagy et Painter 1985). Lors d'une étude de 2 ans sur le devenir et les effets du 2,4-D menée dans les écosystèmes d'étangs expérimentaux, Nagy et coll. (1985) ont calculé des demi-vies de 17 jours pour la première année et 35 jours pour la seconde. La persistance du 2,4-D lors de la deuxième année est attribuée à la hausse de pH dans les étangs due à la croissance de macrophytes.

Le tableau 6-128 présente les données sur les 2,4-D recueillies dans diverses régions au Canada; ces données sont tirées de la base de données NAQUADAT.

6.3.15.3.1.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les préparations commerciales de 2,4-D sont en général composées de sels ou d'esters de l'acide. Le 2,4-D est chimiquement stable, mais ses esters sont rapidement hydrolysés en acide libre (Que Hee et Sutherland 1981; Worthing 1983).

* Noms de produits enregistrés au Canada (Agriculture Canada 1984).

Tableau 6-128. Concentrations de 2,4-D dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($ng \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<4-15	196	Avant 1980
Ouest	4-700	1340	1980-1982
Centre	<4-16	4	1980-1981
Atlantique	4-10	45	1980-1985
	30-620 (limites supérieures maximales)	8	1980, 1984

[1] Limite de détection = <4 $ng \cdot L^{-1}$

Source: NAQUADAT 1985

La solubilité du 2,4-D dans l'eau est de 540 $mg \cdot L^{-1}$ à 20 °C; son principal produit de décomposition, le 2,4-dichlorophénol, a une solubilité de 4500 $mg \cdot L^{-1}$. Les sels du 2,4-D sont généralement très solubles, mais ses esters le sont beaucoup moins (NAS 1977). En solutions basiques, à 25 °C, l'hydrolyse procède facilement avec une demi-vie inférieure à 5 min (Smith 1972). La demi-vie d'hydrolyse à 28 °C à pH 6-9 varie entre 4 et 50 j (Zepp et coll. 1975). En milieu aqueux, le groupement carbonyle de l'acide s'ionise rapidement ($pK_a \approx 3$) pour donner l'anion correspondant (CNRC 1979). Dans le sol, l'hydrolyse se produit en 2-3 j à température normale en présence d'humidité (CNRC 1979).

Comme le 2,4-D a un maximum d'absorption dans l'ultraviolet à 280-290 nm, il absorbe une partie du rayonnement et peut subir une dégradation photochimique. Celle-ci est rapide en solution aqueuse (disparition de 50 % du 2,4-D en 50 min) à pH 7, en présence de lumière solaire ou d'ultraviolet (Crosby et Tutass 1966). Le 2,4-D se décompose en 2,4-dichlorophénol, en 4-chlorocatéchol, en acide 2-hydroxy-4-chlorophénoxyacétique, en 1,2,4-benzènetriol et en acides humiques (polymères) (NAS 1977).

On ne prévoit pas que la volatilisation soit un important processus d'élimination du 2,4-D ou de ses sels dans l'eau à un pH supérieur à 4. Par contre, si l'hydrolyse des préparations contenant un ester n'est pas rapide, une certaine quantité peut être perdue par volatilisation à partir des eaux de surface (CNRC 1979).

Comme le 2,4-D existe surtout sous forme d'anion dans l'intervalle de pH 4-9, il ne devrait pas être fortement adsorbé sur des surfaces chargées négativement, que ce soit dans l'environnement terrestre ou dans l'environnement aquatique. On a montré que l'adsorption du 2,4-D sur des particules d'argile dépendait du pH: elle était nulle ou négative à un pH basique ou neutre, moyenne à un pH voisin du pK_a et positive à un faible pH. On croit que ce sont les propriétés relatives des espèces anioniques et moléculaires du 2,4-D qui déterminent l'importance de son adsorption aux divers pH (CNRC 1979). Le 2,4-D peut être facilement adsorbé sur les sols humiques et la tourbe. Divers autres adsorbants ont été étudiés et leur capacité relative d'adsorption du 2,4-D, à une concentration d'équilibre de 1 $mg \cdot L^{-1}$, diminuait dans l'ordre suivant: charbon activé > résine échangeuse d'anions > tourbe > triacétate de cellulose > paille de blé > poudre de cellulose > gel de silice > résine échangeuse de cations > kaolinite > montmorillonite (Grover et Smith 1974). Au cours d'une étude sur l'épandage, dans des étangs d'eau douce, de 2,4-D sous forme d'esters ou de sels d'amine, on a trouvé que les matières particulaires en suspension n'avaient aucun effet important sur l'élimination de l'herbicide de la colonne d'eau (Scott et coll. 1981).

La dégradation microbienne contribue à la décomposition rapide du 2,4-D dans l'eau (U.S. EPA 1974). Des conditions aérobies sont nécessaires pour que la dégradation microbienne soit importante; dans ces conditions, la demi-vie du 2,4-D peut-être courte, soit de l'ordre de une à plusieurs semaines. En conditions anaérobies, la demi-vie peut dépasser 80-120 j (CNRC 1979). Il y a aussi la dégradation microbienne du 2,4-D dans les sols; celle-ci est favorisée par des conditions humides et chaudes et une forte teneur en matières organiques (Loos 1975).

Selon les observations, une proportion importante de la charge totale de 2,4-D dans l'écosystème aquatique provient des plantes (Soderquist et Crosby 1975) et du phytoplancton (Wojtalik et coll. 1971). De plus, les résidus persistent parfois jusqu'à 2-6 mois dans le plancton et les plantes aquatiques (Wojtalik et coll. 1971). Nagy et coll. (1985) ont observé la présence de 2,4-D dans l'eau suite à la décomposition de myriophylle blanchissant (*Myriophyllum spicatum*). Chez les animaux aquatiques, les facteurs de bioconcentration sont habituellement assez faibles, et on ne considère pas que la bioamplification dans le réseau alimentaire aquatique est importante (CNRC 1979). Le facteur de bioconcentration calculé d'après la solubilité dans l'eau est de 13, et celui calculé d'après le coefficient d'adsorption par le sol, de 0,8 (Kenaga 1980).

6.3.15.3.1.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP 84.

CNRC. 1979. Herbicides phénoxy – Analyses de leurs effets sur l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16076. 452 pp.

CNRC. 1982. Polychlorodibenzo-*p*-dioxines: critères relatifs à leurs effets sur l'homme et son environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18575. 276 pp.

CORPUS Information Services. 1983. 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid (includes dry 2,4-D acid, amines, esters). CPI Product Profile. Don Mills, Ontario.

Crosby, D.G. et H.O. Tutass. 1966. Photodecomposition of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid. J. Agric. Food Chem. 14: 596-599.

Frank, R. 1970-1974. Annual Report – Analysis of Samples Connected with Herbicide Damage Investigations. Provincial Pesticide Residue Testing Laboratory, Ontario Ministry of Agriculture and Food, Guelph, Ontario. (Mentionnée dans CNRC 1979.)

Frank, R., H.E. Braun, M. Holdrinet, G.J. Sirons et B.D. Ripley. 1978. Monitoring Stream Water for Pesticides in Eleven Agricultural Watersheds in Southern Ontario, Canada 1974-77 (Projet 4). Rapport technique de la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Grover, R. et A.E. Smith. 1974. Adsorption studies with the acid and diethylamine forms of 2,4-D and dicamba. Can. J. Soil Sci. 54: 179-186.

Gummer, W.D. 1981. Contrôle des pesticides dans les provinces des Prairies. Direction de la qualité des eaux – Région de l'Ouest et du

Nord, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Regina (Saskatchewan), Rapport d'interprétation de la qualité des eaux nº 4.
Kenaga, E.E. 1980. Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. Ecotoxicol. Environ. Saf. 4: 26-38.
Loos, M.A. 1975. Phenoxyalkanoic acids. Chap. 1. *Dans* Herbicides: Chemistry, Degradation, and Mode of Action. Vol. 1. 2nd edition. P.C. Kearney and D.D. Kaufman (eds.). Marcel Dekker, New York. pp. 1-128.
McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Pesticides. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 42-54.
Nagy, E. et D.S. Painter. 1985. Seasonal variations of 2,4-D in Buckhorn Lake. Water Pollut. Res. Can. 20: 106-117.
Nagy, E., D.S. Painter et B.F. Scott. 1985. Fate and impact of 2,4-D in a pond ecosystem. *Dans* Proc. 1st Int. Symp. on Watermilfoil (*Myriophyllum spicatum*) and Related Haloragceae Species, July 23-24, 1985, Vancouver, British Columbia. pp. 202-214.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
NAS. 1977. Drinking Water and Health. Safe Drinking Water Committee, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 939 pp.
Que Hee, S.S. et R.G. Sutherland. 1981. The Phenoxyalkanoic Herbicides. Vol. 1. Chemistry, Analysis and Environmental Pollution. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida. 321 pp.
Scott, B.F., D.S. Painter, E. Nagy, B.J. Dutka et W.D. Taylor. 1981. Fate and Effects of 2,4-D Formulations as Herbicides in Aquatic Ecosystems. Part 1. Institut national de recherche sur les eaux, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario). 73 pp.
Smith, A.E. 1972. The hydrolysis of 2,4-dichlorophenoxyacetate esters to 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in Saskatchewan soils. Weed Res. 12: 364-372. (Mentionnée dans CNRC 1979.)
Soderquist, C.J. et D.G. Crosby. 1975. Dissipation of 4-chloro-4-methylphenoxyacetic acid (MCPA) in a rice field. Pestic. Sci. 6: 17-33.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.
U.S. EPA. 1974. The Herbicide 2,4-D. Office of Pesticides Programs, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 207 pp.
Weed Science Society of America. 1979. Herbicide Handbook. 4th edition. Champaign, Illinois.
Williamson, D.A. 1984. A Preliminary Investigation into the Presence of Agricultural Pesticides in the LaSalle and Assiniboine Rivers, Manitoba, Canada. Environmental Management Services Branch, Manitoba Department of Environment and Workplace Safety and Health. Water Standards and Studies Report No. 84-5.
Wojtalik, T.A., T.F. Hall et L.O. Hill. 1971. Monitoring ecological conditions associated with wide-scale applications of DMA 2,4-D to aquatic environments. Pestic. Monit. J. 4: 184-203.
Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 153.
Zepp, R.G., N.L. Wolf, J.A. Gordon et G.L. Baughman. 1975. Dynamics of 2,4-D esters in surface waters: hydrolysis, photolysis, and vaporization. Environ. Sci. Technol. 9: 1144-1150.

6.3.15.3.2 2,4,5-T

6.3.15.3.2.1 Utilisations et production

Le 2,4,5-T, seul ou en mélange avec le 2,4-D, est utilisé pour détruire les arbres et les arbustes non désirés. On l'emploie par vaporisation sur le feuillage et sur les pousses dormantes ou pour le traitement arboricide cortical. On s'en sert aussi pour l'annélation, l'injection ou le traitement des souches. Le 2,4,5-T est absorbé par les racines, le feuillage et l'écorce. Pour les pulvérisations à bas volume, on se sert d'esters peu volatils (Worthing 1983).

Selon les renseignements disponibles les plus récents, 91,6 t de 2,4,5-T ont été vendues au Canada en 1977 pour préparer les mélanges herbicides contenant du 2,4-D et du 2,4-5-T (Statistique Canada 1978). En 1982, on a vendu au Québec une certaine quantité, non précisée, de 2,4,5-T (Environnement Canada Ministère de l'Environnement du Québec 1984). Au cours des dernières années (1981-1982), il n'y a eu aucune importation de 2,4,5-T au Canada (Statistique Canada 1983).

Parmi les formes sous lesquelles le 2,4,5-T est utilisé au Canada, on compte le sel de diméthylamine, le sel de monoéthanolamine, le sel de *n*-oléyl-1,3-propylènediamine ou le sel de triéthyamine, et les esters peu volatils (Agriculture Canada 1984). Le 2,4,5-T est aussi désigné par d'autres noms: Chipman Brushkiller 600 LV EC Liquid et Co-op LV Brush Killer 400 (Environnement Canada Ministère de l'Environnement du Québec 1984).

On a trouvé que les préparations techniques de 2,4,5-T contenaient des polychlorodibenzo-*p*-dioxines et surtout de la 2,3,7,8-TCDD (voir la section 6.3.6.3). Grâce aux méthodes modernes de fabrication, la quantité de dioxine dans le 2,4,5-T est inférieure à 0,01 $mg \cdot kg^{-1}$ de 2,4,5-T (Worthing 1983).

6.3.15.3.2.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Lorsque le 2,4,5-T est pulvérisé sous forme de solution ou d'émulsion aqueuse, il peut être perdu dans l'atmosphère par dérive de l'aérosol et par évaporation (CNRC 1979). On a décelé la présence de 2,4,5-T dans des échantillons d'eau de pluie (Weibel et coll. 1965) et de poussière (Cohen et Pinkerton 1966) prélevés à des endroits éloignés des points d'épandage. Le 2,4,5-T peut pénétrer dans l'environnement aquatique avec les eaux de ruissellement provenant des zones traitées; normalement, la concentration dans les eaux de surface atteint une maximum peu de temps après l'épandage, puis diminue grandement par la suite (CNRC 1979). Par exemple, après une averse simulée de 1,3 cm en 1 h, tombée 24 h après l'épandage de l'herbicide, les concentrations de 2,4,5-T dans les eaux de ruissellement variaient de 2 à 3 $mg \cdot L^{-1}$. Quatre mois après le traitement, la concentration de 2,4,5-T dans les eaux de ruissellement était de moins de 1 % de la concentration immédiatement après le traitement (Trichell et coll. 1968).

6.3.15.3.2.3 Concentrations dans l'environnement

Les concentrations de 2,4,5-T dans les eaux de surface sont habituellement de l'ordre du microgramme par litre. Des concentrations de 2,4,5-T supérieures à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ ont été décelées dans 85 des 260 échantillons d'eaux naturelles prélevés en 1972 en Alberta et en Saskatchewan (Simpkins et Peake 1973). En 1974, on a contrôlé la présence d'herbicides phénoxydiques dans huit bassins versants de type agricole dans le sud de l'Ontario. Dans quatre d'entre eux, on a décelé des concentrations de 2,4,5-T variant de 0,15 à 1,2 $\mu g \cdot L^{-1}$

Tableau 6-129. Concentrations de 2,4,5-T dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	ND[2]-60	196	Avant 1980
Ouest	ND-0,04	1494	1980-1985
Centre	ND-0,002	4	1980-1981
Atlantique	ND-0,02	50	1980-1985

[1] Limite de détection = 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$
[2] ND = non décelable

Source: NAQUADAT 1985

(Frank et coll. 1978). En 1975, on a contrôlé onze bassins versants de type agricole dans le sud de l'Ontario en vue de déceler la présence de 2,4-5-T; des 404 échantillons prélevés, 2 % présentaient une concentration moyenne de 2,4,5-T variant de moins de 0,5 à 0,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Frank et coll. 1978). Le tableau 6-129 donne les concentrations de 2,4,5-T dans les eaux de surface au Canada.

Au cours d'un programme de surveillance des eaux de 20 rivières de l'ouest des États-Unis sur deux ans, on a constaté que 28 des 331 échantillons d'eau prélevés renfermaient 10-70 $\mu g \cdot L^{-1}$ de 2,4,5-T (Manigold et Schulze 1969).

6.3.15.3.2.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le 2,4,5-T (figure 6-15) est un solide blanc cristallin ayant une masse moléculaire de 255,5, un point de fusion de 153-156 °C, une solubilité dans l'eau de 150 $mg \cdot L^{-1}$ à 25 °C (Que Hee et Sutherland 1981; Verschueren 1983; Worthing 1983) et une pression de vapeur de 0,7 mPa à 25 °C (Worthing 1983). Ce produit est stable en solution aqueuse à pH 5-9 (Worthing 1983).

Les préparations de 2,4,5-T sont ordinairement des sels d'amine, des sels de métal alcalin ou des esters (Ashworth et coll. 1970) hydrolysés qui peuvent donner l'acide correspondant (CNRC 1979).

L'hydrolyse des esters de 2,4,5-T dans un sol humide est habituellement complète en 72 h à 25 °C (Smith 1972, 1976). Les esters de 2,4,5-T peuvent aussi s'hydrolyser dans le milieu aquatique aux conditions naturelles de pH et de température. À pH 7, on a signalé des demi-vies d'hydrolyse d'environ 5-30 j à 20 °C et d'environ 30-180 j à 0 °C pour les diverses préparations à base d'esters. On a aussi constaté que la sorption du 2,4,5-T sur des acides humiques flocules accélérait l'hydrolyse à un pH acide et à un pH neutre (Struif et coll. 1975).

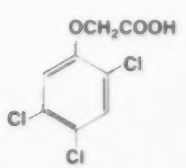


Figure 6-15. 2,4,5-T.

En solution aqueuse, le 2,4,5-T est photooxydé lentement. L'irradiation à 300-450 nm provoque une perte de 10 % après 180 h. La photolyse est légèrement plus rapide à pH 8 qu'à pH 3. En présence de composés comme l'acétone et la riboflavine, la vitesse de photodégradation augmente, et 80 % du composé est éliminé en 48 h (Crosby et Wong 1973).

On ne prévoit pas que la volatilisation contribue beaucoup à l'élimination du 2,4,5-T des systèmes aqueux à un pH supérieur à 4 environ. Cependant, comme l'hydrolyse des préparations à base d'ester est assez lente dans certaines circonstances, il se peut qu'une portion de l'ester soit éliminée par volatilisation (CNRC 1979).

On dispose de peu de renseignements sur la sorption de 2,4-5-T dans les systèmes aqueux. Les esters de 2,4,5-T sont fortement sorbés sur les acides humiques flocules à un pH acide et à un pH neutre (Struif et coll. 1975). Le 2,4,5-T existe surtout à l'état anionique à un pH de 4-9; son adsorption sur des particules du sol chargées négativement est donc limitée. Le partage dans les sols est surtout lié à la teneur en matières organiques; on a mesuré des coefficients de partage de 0,31-5,3 pour des sols présentant une teneur en carbone organique variant de 0,53 à 14 % (CNRC 1979).

Le 2,4,5-T semble généralement plus persistant dans les milieux terrestres et aquatiques que les autres herbicides phénoxydiques comme le 2,4-D (CNRC 1979). Des demi-vies de 20-59 j ont été signalées pour plusieurs types de sols différents (Smith 1972, 1976). Des études ont montré que des systèmes à boues activées utilisant des cultures adaptées à la dégradation du 2,4-D ne pouvaient pas dégrader le 2,4,5-T (Struif et coll. 1975). Dans des suspensions de sol, l'ouverture du noyau de 2,4,5-T nécessitait plus de 6 mois (Crosby et Wong 1973).

La bioaccumulation du 2,4,5-T ne semble pas importante dans le milieu aquatique. On a calculé que le 2,4,5-T avait un coefficient de partage octanol eau de 0,533 alors que celui d'un mélange d'esters butyliques du 2,4,5-T était de 64 000 (Kenaga 1974). On a signalé des facteurs de bioconcentration allant de 2 (calculés d'après le partage dans des composés du carbone organique) à 28 (calculés d'après la solubilité du 2,4,5-T dans l'eau) (Kenaga 1980). Par modélisation d'un écosystème aquatique en conditions statiques, on a trouvé des facteurs de bioconcentration de 267 pour des algues, de 180-217 pour *Daphnia*, de 75 pour des escargots et de 25 pour des gambusies (Isensee 1971). Il ne semble pas que l'accumulation de 2,4,5-T par les principaux maillons du réseau alimentaire aquatique soit un phénomène général (CNRC 1979).

6.3.15.3.2.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP 84.

Ashworth, R. de B., J. Henriet et J.F. Lovett. 1970. CIPAC Handbook. Vol. 1. Analysis of Technical and Formulated Pesticides. G.R. Shaw (ed.). W. Heffer and Sons Ltd., Cambridge, England. 1079 pp.

CNRC. 1979. Herbicides phénoxy – analyse de leurs effets sur l'état de l'environnement accompagnée de critères scientifiques à l'égard de la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (TCDD). Co-

mité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16076. 452 pp.
Cohen J.M. et C. Pinkerton. 1966. Widespread translocation of pesticides by air transport and rainout. *Dans* Organic Pesticides in the Environment. Adv. Chem. Ser. No. 60. pp. 163-176. (Mentionnée dans Que Hee et Sutherland 1981.)
Crosby, D.G. et A.S. Wong. 1973. Photodecomposition of 2,4,5- trichlorophenoxyacetic acid (2,4,5-T) in water. J. Agric. Food Chem. 21: 1052-1054.
Environnement Canada ministère de l'Environnement du Québec. 1984. Les pesticides en agriculture au Québec en 1982. Service de la protection de l'environnement Service de l'assainissement agricole, Montréal (Québec). 134 pp.
Frank, R., H.E. Braun, M. Holdrinet, G.J. Sirons et R.B. Ripley. 1978. Monitoring Stream Water for Pesticides in Eleven Agricultural Watersheds in Southern Ontario, Canada, 1974-1977 (Projet 4). Rapport technique de la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).
Isensee, A.R. 1971. Biomagnification study of 2,4,5-T. Agricultural Environmental Quality Institute. Agricultural Research Center, U.S. Dep. of Agriculture, Beltsville, Maryland. Internal Report. (Mentionnée dans CNRC 1979.)
Kenaga, E.E. 1974. 2,4,5-T and derivatives: toxicity and stability in the aquatic environment. Down Earth 29: 137-149. (Mentionnée dans CNRC 1979.)
Kenaga, E.E. 1980. Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. Ecotoxicol. Environ. Saf. 4: 26-38.
Manigold, D.B. et J.A. Schulze. 1969. Pesticides in selected western streams in a progress report. Pestic. Monit. J. 3: 124-135. (Mentionnée dans CNRC 1979.)
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Que Hee, S.S. et Sutherland, R.G. 1981. The Phenoxyalkanoic Herbicides. Vol. 1. Chemistry, Analysis and Environmental Pollution. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida. 321 pp.
Simpkins, N.J. et A.A. Peake. 1973. Report on the Chemistry and Biochemistry of Herbicides. Agriculture Canada, Regina, Saskatchewan, March 5-6. (Mentionnée dans Que Hee et Sutherland 1981.)
Smith, A.E. 1972. The hydrolysis of 2,4-dichlorophenoxyacetate esters to 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in Saskatchewan soils. Weed Res. 12: 364-372. (Mentionnée dans CNRC 1979.)
Smith, A.E. 1976. The hydrolysis of herbicidal phenoxyalkanoic esters to phenoxyalkanoic acids in Saskatchewan soils. Weed Res. 16: 19-22. (Mentionnée dans CNRC 1979.)
Statistique Canada. 1978. Ventes de produits antiparasitaires par les sociétés enregistrées du Canada 1977. Catalogue nº 46-212.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Struif, B., L. Weil et K.E. Quentin. 1975. The behavior of herbicidal phenoxy acetic acids and their esters in waters. Vom Wasser 45: 53-73. (Mentionnée dans Que Hee et Sutherland 1981.)
Trichell, D.W., H.L. Morton et M.G. Merkle. 1968. Loss of herbicides in runoff water. Weed Sci. 16: 447-449. (Mentionnée dans CNRC 1979.)
Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.
Weibel, S.R., R.B. Weidner, A.G. Christianson et J.M. Cohen. 1965. Pesticides and other contaminants from rainfall and runoff. *Dans* 85th Annu. Conf. Am. Water Works Assoc., June 27-July 2, Portland, Oregon. (Mentionnée dans Que Hee et Sutherland 1981.)
Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 502.

6.3.15.3.3 2,4,5-TP

6.3.15.3.3.1 Utilisations et production

L'acide 2,4,5-trichlorophénoxypropanoïque, connu sous le nom de 2,4,5-TP (silvex ou fénoprop), a été introduit en 1952 comme herbicide pour lutter contre les mauvaises herbes dans les eaux fluviales et lacustres. Il sert à détruire les plantes ligneuses, les mauvaises herbes herbacées à larges feuilles et les mauvaises herbes aquatiques; on s'en sert aussi comme herbicide postlevée dans les champs de riz et dans le gazon de pâturin. On l'épand sur les champs de canne à sucre pour lutter contre la laitue serriole, la chicorée sauvage, la morelle douce-amère et d'autres mauvaises herbes qui ne sont pas touchées par le 2,4-D. Dans les programmes d'amélioration des pâturages, le 2,4,5-TP sert à détruire les arbustes, surtout certains buissons de chêne (*Quercus marilandica*, *Quercus haverdlii*), de yucca et de tamaris. Il est utilisé aussi pour détruire l'herbe à alligator (*Alternanthera phylloxeroides*) dans les fossés et sur le bord des rivières, ainsi que les mauvaises herbes tolérantes au 2,4-D comme le céraiste vulgaire, les euphorbes et la luzerne lupuline dans le gazon (NAS 1977; Weed Science Society of America 1979).

En 1981 et en 1983, 24 t et 1 t respectivement de 2,4,5-TP ont été importées au Canada sous forme de préparations. Aucune importation de 2,4,5-TP sous cette forme n'était signalée en 1982. Aucune importation de 2,4,5-TP de qualité technique n'était signalée en 1981, en 1982 et en 1983 (Statistique Canada 1983).

Voici d'autres noms du 2,4,5-TP: Vex; Ded-Weed; Fruitone T; Garlon; Kuron; Kurosal; O-X-D; Silvi-Rhap; Weedone, Silvex; et Fénoprop* (Weed Science Society of America 1979; Statistique Canada 1983).

6.3.15.3.3.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le 2,4,5-TP peut pénétrer dans l'environnement avec les effluents des usines de fabrication et d'emballage d'herbicides, et de certaines industries apparentées. Les effluents urbains constituent une autre source de 2,4,5-TP dans l'environnement aquatique (McNeely et coll. 1980).

Pendant son épandage, le 2,4,5-TP dérive dans l'atmosphère; toutefois, les eaux de surface sont contaminées principalement par les eaux de ruissellement et par épandage direct du produit (CNRC 1979; McNeely et coll. 1980).

6.3.15.3.3.3 Concentrations dans l'environnement

Une étude portant sur 20 fleuves et rivières de l'ouest des Etats-Unis a révélé que 14 des 331 échantillons d'eau prélevés renfermaient de 10 à 200 $\mu g \cdot L^{-1}$ de 2,4,5-TP (Manigold et Schulze 1969).

En 1974, on a procédé en Ontario à l'étude de huit bassins versants de type agricole; on a décelé du 2,4,5-TP dans 2 % des échantillons prélevés, mais il s'agissait uniquement de traces ($<0,1\ \mu g \cdot L^{-1}$) (Frank et coll. 1978). En Ontario, une étude des puits et des étangs d'installations agricoles soup-

* Noms de produits enregistrés au Canada (Agriculture Canada 1984).

Tableau 6-130. Concentrations de 2,4,5-TP dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($ng \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	5	2	Avant 1980
Ouest	4	1339	1981
Centre	<4-55	104	Avant 1980

[1] Limite de détection = 4 $ng \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

çonnés d'être contaminés par des herbicides phénoxydiques a révélé que 4-10 % d'entre eux renfermaient des concentrations décelables de MCPA (acide 4-chloro-2-méthylphénoxyacétique), de mécaprop, de dichloroprop et ou de 2 4,5-TP (Frank 1970-1974).

Le tableau 6-130 donne les concentrations de 2,4,5-TP dans les eaux de surface au Canada.

6.3.15.3.3.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le 2,4,5-TP (acide 2,4-5-trichlorophénoxypropanoïque) (figure 6-16) est une poudre incolore ayant un point de fusion de 179-181 °C et une solubilité dans l'eau d'environ 140 $mg \cdot L^{-1}$ à 20 °C (Worthing 1983). Les préparations commerciales de 2,4,5-TP sont en général composées de sels ou d'esters de l'acide. Les préparations à base d'ester sont peu solubles dans l'eau mais très solubles dans les solvants tirés du pétrole (NAS 1977; Weed Science Society of America 1979).

Chimiquement, le 2,4,5-TP est assez stable, mais ses sels et ses esters sont facilement hydrolysés en acide libre. L'hydrolyse des esters dans l'eau est rapide: on a observé une transformation de 50 % en 5-8 h et une transformation complète en 33-49 h dans de l'eau d'étang (Bailey et coll. 1970). Il y a aussi hydrolyse dans les sols humides à 25 °C, tout l'ester étant disparu après 24 h (Smith 1976).

Le 2,4,5-TP n'est pas aussi facilement photodégradé que le 2,4-D; il est dégradé lentement dans l'eau, 10 % étant éliminé après irradiation pendant 180 h avec une lumière artificielle. Le photoproduit principal semble être le 2,4,5-trichlorophénol. En présence de lumière solaire naturelle, la photodégradation est très lente (Crosby et Wong 1973).

Comme les autres herbicides phénoxydiques, le 2,4,5-TP peut être adsorbé sur des surfaces dans les systèmes terrestres et aquatiques; cependant, comme il s'agit d'une espèce anionique dans l'intervalle de pH 4-9, il n'est pas adsorbé considérablement sur des particules du sol chargées négativement. Le coefficient de partage dans le sol est compris entre environ 0,3 et 5; sa valeur varie directement avec la teneur en matières organiques du sol (Manigold et Schulze 1969).

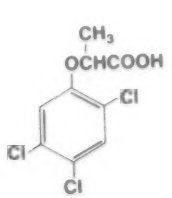


Figure 6-16. 2,4,5-TP.

La dégradation microbienne du 2,4,5-TP dans le sol et l'eau exige des conditions optimales d'humidité et de température. La probabilité de dégradation biologique est généralement moins grande dans les sols froids et secs. De même, la dégradation est inhibée lorsque la teneur en humidité dépasse la capacité au champ ou que la température est supérieure à 35 °C (CNRC 1979). Les sols présentant une teneur en matières organiques plus élevées renferment habituellement une population microbienne plus grande; ils pourraient donc dégrader l'herbicide plus rapidement. En général, la dégradation microbienne du 2,4,5-TP est plus lente que celle du 2,4-D. Dans certains sols de la Saskatchewan, on a observé des demi-vies atteignant trois mois environ (CNRC 1979).

Il ne semble pas y avoir bioaccumulation importante du 2,4,5-TP dans le milieu aquatique; selon l'organisme aquatique étudié, le facteur de bioconcentration varie d'environ 25 à 270. Des valeurs plus élevées ont été signalées pour les plantes aquatiques et le plancton; toutefois, le 2,4,5-TP ne semble pas être bioamplifié dans le réseau alimentaire aquatique (CNRC 1979; Que Hee et Sutherland 1981).

6.3.15.3.3.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP 84.

Bailey, G.W., A.D. Thruston, Jr., J.D. Pope, Jr. et D.R. Cochrane. 1970. The degradation kinetics of an ester of silvex and the persistence of silvex in water and sediment. Weed Sci. 18: 413-419.

CNRC. 1979. Herbicides phénoxy – analyse de leurs effets sur l'état de l'environnement accompagnée de critères scientifiques à l'égard de la 2,3,7,8-tétachlorodibenzo-*p*-dioxine (TCDD). Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16076. 452 pp.

Crosby, D.G. et A.S. Wong. 1973. Photodecomposition of 2,4,5- trichlorophenoxyacetic acid (2,4,5-T) in water. J. Agric. Food Chem. 21: 1052-1054.

Frank, R. 1970-1974. Annual Report – Analysis of Samples Connected with Herbicide Damage Investigations. Provincial Pesticide Residue Testing Laboratory, Ontario Ministry of Agriculture and Food, Guelph, Ontario. (Mentionnée dans CNRC 1979.)

Frank, R., H.E. Braun, M. Holdrinet, G.J. Sirons et B.D. Ripley. 1978. Monitoring Stream Water for Pesticides in Eleven Agricultural Watersheds in Southern Ontario, Canada, 1974-1977 (Projet 4). Rapport technique de la Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Manigold, D.B. et J.A. Schulze. 1969. Pesticides in selected western streams in a progress report. Pestic. Monit. J. 3: 124-135. (Mentionnée dans CNRC 1979.)

McNeely, R. N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Pesticides. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 42-54.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1977. Drinking Water and Health. Safe Drinking Water Committee, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.

Que Hee, S.S. et R.G. Sutherland. 1981. The Phenoxyalkanoic Herbicides. Vol. 1. Chemistry, Analysis and Environmental Pollution. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida. 321 pp.
Smith, A.E. 1976. The hydrolysis of herbicidal phenoxyalkanoic esters to phenoxyalkanoic acids in Saskatchewan soils. Weed Res. 16: 19-22.
Statistique Canada. 1983. Importations. Commerce de marchandises, details des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Weed Science Society of America. 1979. Herbicide Handbook. 4th edition. Champaign, Illinois.
Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 262.

6.3.15.4 Composés organochlorés

6.3.15.4.1 Aldrine

6.3.15.4.1.1 Utilisations et production

L'aldrine a été initialement utilisée comme pesticide pour lutter contre les ravageurs du sol, des fruits et des légumes, et pour lutter spécifiquement contre les sauterelles, les acridiens et les termites. Actuellement, son utilisation aux Etats-Unis est limitée aux cas où il n'y a aucun rejet, p. ex. l'injection dans le sol pour lutter contre les termites (U.S. EPA 1980).

La Ciba-Geigy Canada Ltd. de Mississauga (Ontario) est la seule société enregistrée autorisée à importer de l'aldrine au Canada. Son fournisseur est la Shell International Chemical Company, de Londres (Angleterre), qui commercialise le composé sous le nom de "Shell Aldrin 40EC Insecticide" (Agriculture Canada 1984). Aucune importation n'a été signalée pour les années 1981-1983 (Statistique Canada 1983, 1984). En Ontario, on utilise encore de petites quantités d'aldrine pour exterminer les termites (Ralston 1985).

L'aldrine est aussi connue sous d'autres noms: Alarite; Aldrec; Aldrex*; aldrin; Aldrosol*; Algran; Composé 118; Aldrite*; Drinox; HHDN; Octalène; Seedrin Liquid et Soildrin (McNeely et coll. 1980).

6.3.15.4.1.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'aldrine est appliquée sur le sol et sur le feuillage par injection ou par pulvérisation aérienne. La quantité d'aldrine lessivée est minime, estime-t-on; l'érosion du sol et le transport dans les sédiments constitueraient les principales voies de pénétration dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1980). On a trouvé des traces d'aldrine et de dieldrine (1-2 $ng \cdot L^{-1}$) dans l'eau de pluie. Des concentrations comparables ont été observées dans de la neige accumulée dans la région des Grands lacs (Strachan et Huneault 1979).

6.3.15.4.1.3 Concentrations dans l'environnement

Différentes études ont signalé des concentrations d'aldrine variant de 0,1 à 85 $ng \cdot L^{-1}$ dans les eaux de surface (Lichtenberg et coll. 1970; U.S. EPA 1976; U.S. EPA 1982). On ne dispose d'aucune mesure directe des résidus d'aldrine dans la faune aquatique (U.S. EPA 1980).

Les données sur les concentrations de résidus d'aldrine dans l'environnement ne sont guère nombreuses, probablement parce que ce pesticide est rapidement transformé en dieldrine dans l'environnement (U.S. EPA 1979, 1980). On a signalé au cours d'une étude que 40 % de l'aldrine ajoutée dans des eaux brutes de rivière était décelable après 4 semaines d'incubation (Eichelberger et Lichtenberg 1971).

Les concentrations d'aldrine dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-131.

Tableau 6-131. Concentrations d'aldrine dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($ng \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Centre	< 1	314	1980-1985
Atlantique	< 1-1	38	1980-1984

[1] Limite de détection = 1 $ng \cdot L^{-1}$

Source: NAQUADAT 1985

6.3.15.4.1.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'aldrine, ou 1,2,3,4,10,10-hexachloro-1,4,4a,5,8,8a-hexahydro-*exo*-1,4-*endo*-5,8-diméthanonaphtalène (figure 6-17) a une solubilité dans l'eau de 27 $\mu g \cdot L^{-1}$ à 25-29 °C (Park et Bruce 1968) et une pression de vapeur de 3,1 mPa à 25 °C (Martin 1972). L'aldrine de qualité technique contient 95 % de l'ingrédient actif (Ashworth et coll. 1970).

La biotransformation, la volatilisation, la bioaccumulation et peut-être la photolyse indirecte peuvent jouer des rôles importants dans l'élimination de l'aldrine présente dans l'eau (U.S. EPA 1979).

L'hydrolyse ne constitue pas, prévoit-on, un processus important dans l'environnement aquatique. Même si très peu de données sont disponibles, on prévoit que les processus de sorption jouent un rôle relativement mineur (U.S. EPA 1979). En général, les coefficients de sorption dans le sol sont faibles (≈400) (Kenaga et Goring 1978).

La photolyse joue, semble-t-il, un rôle important dans la dégradation de l'aldrine, le principal produit étant la photoaldrine. La demi-vie correspondant à la transformation de l'aldrine en photoaldrine dans un échantillon d'eau naturelle en présence de lumière solaire est de 1,1 j (Singmaster 1975). Des études effectuées en milieu non aqueux ont montré que l'aldrine était transformée en photoaldrine (Rosen et Carey 1968; Ivie et Casida 1971). On a également montré qu'on obtient de la dieldrine (voir la section 6.3.15.4.5) par photolyse de l'aldrine. Dans de l'eau stérile de rivière, la photolyse don-

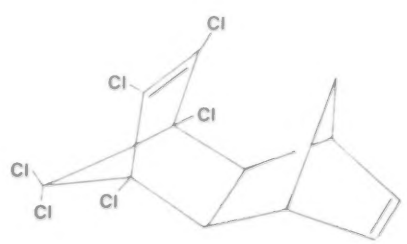


Figure 6-17. Aldrine.

* Noms de produits enregistrés au Canada (Agriculture Canada 1984).

nait 25 % de dieldrine en 36 h. On n'a pas décelé de photoaldrine (Ross et Crosby 1975).

Des mesures de la volatilisation effectuées en laboratoire dans des conditions simulant différentes températures et différentes vitesses du vent ont donné des demi-vies variant d'une valeur aussi faible que 0,4 h (Singmaster 1975) à un maximum de 7,7 j (Mackay et Wolkoff 1973; Mackay et Leinonen 1975).

Les facteurs de bioconcentration à court terme mesurés au cours d'études sur des microcosmes terrestres-aquatiques sont de l'ordre de 10^3-10^4 (Metcalf et coll. 1973). La bioamplification n'est pas considérée comme un processus important en raison de la transformation rapide de l'aldrine en dieldrine dans le biote aquatique (U.S. EPA 1979).

La biotransformation est, semble-t-il, le processus le plus important régissant le devenir de l'aldrine dans l'environnement aquatique: ce processus transforme le composé initial en dieldrine par époxydation (U.S. EPA 1979). Même si les données ne permettent pas de calculer les vitesses de transformation, on a montré que ces processus interviennent dans pratiquement tous les organismes, allant des microbes, des algues et des invertébrés aux poissons, aux oiseaux et aux mammifères (Rosenblatt et coll. 1975; Sanborn et coll. 1977). Par exemple, on a signalé une demi-vie biologique de 7 j pour l'aldrine dans le saumon atlantique (*Salmo salar*) (Addison et coll. 1976). La réaction semble être pratiquement complète, l'aldrine étant transformée en dieldrine avec un rendement toujours supérieur à 90 % (Metcalf et coll. 1973).

6.3.15.4.1.5 Bibliographie

Addison, R.F., M.E. Zinck et J.R. Leahy. 1976. Metabolism of single and combined doses of ^{14}C-aldrin and ^{3}H-*p,p'*-DDT by Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry. J. Fish. Res. Board Can. 33: 2073-2076.

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Ashworth, R. de B., J. Henriet et J.F. Lovett. 1970. CIPAC Handbook. Vol. 1. Analysis of Technical and Formulated Pesticides. G.R. Raw (ed.). Collaborative International Pesticides Analytical Council Limited, W. Heffer and Sons Ltd., Cambridge, England. 1079 pp.

Eichelberger, J.W. et J.J. Lichtenberg. 1971. Persistence of pesticides in river water. Environ. Sci. Technol. 5: 541-544.

Ivie, G.W. et J.E. Casida. 1971. Sensitized photodecomposition and photosensitizer activity of pesticide chemicals exposed to sunlight on silica gel chromatoplates. J. Agric. Food Chem. 19: 405-409. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Kenaga, E.E. et C.A.I. Goring. 1978. Relationship between water solubility, soil-sorption, octanol-water partitioning and bioconcentration of chemicals in biota. *Dans* Proc. Am. Soc. Test. Mater. 3rd Aquat. Toxicol. Symp., New Orleans, Louisiana. p. 63.

Lichtenberg, J.J., J.W. Eichelberger, R.C. Dressman et J.E. Longbottom. 1970. Pesticides in surface waters of the United States – A five-year summary, 1964-1968. Pestic. Monit. J. 4: 71-86. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9: 1178-1180.

Mackay, D. et A.W. Wolkoff. 1973. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 7: 611-614.

Martin, H. 1972. Pesticide Manual. 3rd edition. British Crop Protection Council, Worcester, England.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Pesticides. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 42-54.

Metcalf, R.L., I.P. Kapoor, P.-Y. Lu, C.K. Schuth et P. Sherman. 1973. Model ecosystem studies of the environmental fate of six organochlorine pesticides. Environ. Health Perspect. 4: 35-44.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Park, K.S. et W.N. Bruce. 1968. The determination of the water solubility of aldrin, dieldrin, heptachlor and heptachlor epoxide. J. Econ. Entomol. 61: 770-774.

Ralston, J. 1985. Communication personnelle. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto (Ontario).

Rosen, J.D. et W.F. Carey. 1968. Preparation of the photoisomers of aldrin and dieldrin. J. Agric. Food Chem. 16: 536-537. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Rosenblatt, D.H., T.A. Miller, J.C. Dacre, I. Muul et D.R. Cogley (eds.). 1975. Appendix K – Aldrin dieldrin. *Dans* Problem Definition Studies on Potential Environmental Pollutants. II. Physical, Chemical, Toxicological, and Biological Properties of 16 Substances. U.S. Army Medical Bioengineering Research and Development Laboratory, Frederick, Maryland. Tech. Rep. 7509. 290 pp.

Ross, R.D. et D.G. Crosby. 1975. The photooxidation of aldrin in water. Chemosphere 4: 277-282.

Sanborn, J.R., B.M. Francis et R.L. Metcalf. 1977. The Degradation of Selected Pesticides in Soil: A Review of the Published Literature. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 600 9-77 022.

Singmaster, J.A., III. 1975. Environmental Behavior of Hydrophobic Pollutants in Aqueous Solutions. Ph.D. Thesis. Univ. California, Davis, California. University Microfilms, Ann Arbor, Michigan. Order No. 76-14, 237. (Diss. Abstr. Int. B 1976, 36(12, pt. 1): 6206-6207.) (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

Strachan, W.M.J. et C.J. Edwards. 1984. Organic pollutants in Lake Ontario. *Dans* Toxic Contaminants in the Great Lakes. Advances in Environmental Science and Technology [illegible]. J.O. Nriagu and M.S. Simmons (eds.). John Wiley & Sons, Toronto, Ontario. pp. 239-264.

Strachan, W.M.J. et H. Huneault. 1979. Polychlorinated biphenyls and organochlorines in the Great Lakes region. J. Great Lakes Res. 5: 61-68.

U.S. EPA. 1976. National Interim Primary Drinking Water Regulations. U.S. Environmental Protection Agency. EPA-570 9-76-003. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

U.S. EPA. 1979. Aldrin. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 4-79-029a. pp. 21-1 à 21-13.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Aldrin Dieldrin. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440 5-80-019.

U.S. EPA. 1982. STORET. STOrage and RETrieval of Water Quality Data: A Computerized Information System. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (Mentionnée dans Strachan et Edwards 1984.)

6.3.15.4.2 Chlordane

6.3.15.4.2.1 Utilisations et production

Le chlordane est utilisé pour lutter contre divers insectes et larves d'insectes infestant les plantes ornementales, les

légumes, les bulbes, les fraisiers, les pelouses et les gazons. On l'emploie également pour exterminer les insectes qui s'attaquent au bois dans les habitations et autres bâtiments. L'utilisation du chlordane est limitée à une fois tous les quatre ans pour les applications agricoles ou une fois par cycle de rotation des cultures (Agriculture Canada 1985a). Depuis décembre 1985, les utilisations susmentionnées ont été interdites provisoirement, à l'exception du contrôle d'insectes souterrains (Agriculture Canada 1985b).

On a importé au Canada 43, 27 et 53 t de chlordane (on ne précise pas s'il s'agit de préparations ou du produit de qualité technique) en 1981, 1982 et 1983 respectivement (Statistique Canada 1983, 1984). En 1977, 120,6 t de chlordane (à l'exclusion des fongicides) ont été vendues au Canada (Agriculture Canada 1984).

Le chlordane est aussi connu sous d'autres noms au Canada: Chlor-Kil; Coradane et Chlordan (Agriculture Canada 1984).

6.3.15.4.2.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La présence de chlordane dans l'environnement aquatique est directement reliée à la fabrication de ce pesticide et à son application sur des cultures. Le chlordane peut atteindre l'environnement aquatique en dérivant de la zone d'application au cours de la pulvérisation aérienne, par ruissellement sur le sol, par percolation et infiltration dans les sols traités, par négligence au moment de l'application, par déversement accidentel et avec les eaux d'égout et les effluents industriels (McNeely et coll. 1980).

Au cours d'une étude effectuée en 1980-1981 sur divers contaminants dans les effluents industriels rejetés dans le Saint-Laurent à Cornwall (Ontario), aucune concentration décelable (limite de détection = 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) de chlordane n'a été décelée dans 15 échantillons (Environnement Canada 1984). Au cours d'études effectuées en 1979 et en 1980 et portant sur la présence de contaminants dans les eaux traitées aux prises d'eau d'installations d'épuration de trois villes situées le long de la rivière Niagara, on a décelé du δ-chlordane dans seulement un échantillon sur 29 (limite de détection = 1 $ng \cdot L^{-1}$); cependant, aucun des 29 échantillons ne contenait du α-chlordane* (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

6.3.15.4.2.3 Concentrations dans l'environnement

Au Canada, on a signalé la présence de chlordane et de ses isomères dans les eaux de surface de plusieurs régions. Les concentrations de chlordane dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-132. Les concentrations de δ-chlordane dans les eaux brutes aux prises d'eau d'installations d'épuration et dans les eaux du cours supérieur de la rivière Niagara en 1979 et en 1980 sont présentées au tableau 6-133; cependant, on n'a pas décelé de α-chlordane dans les 60 échantillons prélevés au cours des mêmes années (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

* Le *cis*- et le *trans*-chlordane sont appelés α- et δ-Chlordane, respectivement, dans certains rapports, et β- et δ-Chlordane, respectivement, dans d'autres rapports (U.S. EPA 1979).

Tableau 6-132. Concentrations de chlordane dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($ng \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
cis-chlordane			
Pacifique	ND[2]-32	116	Avant 1980
Ouest	ND	1352	1980-1985
Centre	ND	322	1980-1985
Atlantique	ND	42	1980-1985
trans-chlordane			
Pacifique	ND	111	Avant 1980
Ouest	ND	1352	1980-1985
Centre	ND	324	1980-1985
Atlantique	ND	42	1980-1985

[1] Limite de détection = 5 $ng \cdot L^{-1}$.
[2] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

Tableau 6-133. Concentrations de δ-chlordane dans les eaux de surface aux prises d'eau d'installations d'épuration et dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980

Endroit	Année	Nombre total d'échantillons	Nombre d'échantillons renfermant des concentrations décelables de chlordane	Concentration ($ng \cdot L^{-1}$)
Niagara-on-the-Lake	1979	7	0	ND[1]
	1980	12	1	ND-3
Niagara Falls	1979	7	0	ND
	1980	11	1	ND-2
Fort Erié	1979	7	1	ND-1
	1980	11	1	ND-1
St. Catharines	1980	5	0	ND

[1] ND = non décelable; limite de détection = 1 $ng \cdot L^{-1}$.

Source: Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981.

6.3.15.4.2.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le chlordane, ou le 1,2,4,5,6,7,8,8-octachloro-2,3,3a,4,7,7a-hexahydro-4,7-méthanoindène, est un mélange de stéréoisomères dont les principaux sont les espèces *cis* et *trans* (figure 6-18) (U.S. EPA 1979).

Le chlordane de qualité technique est un mélange de divers hydrocarbures chlorés renfermant généralement environ 24 % de l'isomère *trans*, 19 % de l'isomère *cis*, 10 % d'heptachlore, 21 % d'isomères du chlordène, 7 % de nonachlore et 18,5 % d'hydrocarbures chlorés apparentés (Brooks 1974). Le chlordane a une pression de vapeur de 1,3 mPa à 25 °C (Brooks 1974), une solubilité dans l'eau de 0,056 $mg \cdot L^{-1}$ (Martin 1972) et un log du coefficient de partage octanol/eau de 2,78 (Martin 1972).

Parmi les différents processus régissant le devenir du chlordane dans l'environnement aquatique, les plus importants sont la sorption, la volatilisation et la bioaccumulation (U.S. EPA 1979).

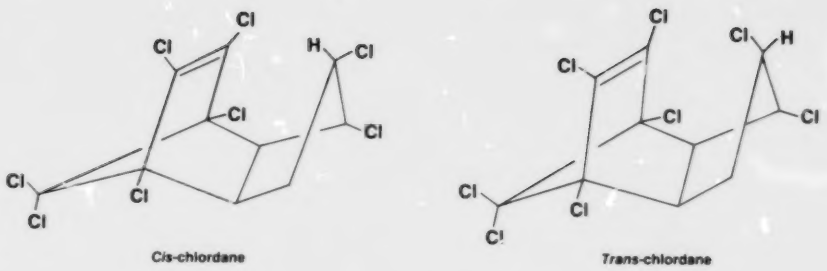


Figure 6-18. *Cis*- et *trans*-chlordane.

Des expériences d'hydrolyse ont révélé que le chlordane est stable dans l'eau (Bevenue et Yeo 1969; Eichelberger et Lichtenberg 1971). On ne dispose d'aucune donnée sur son oxydation en milieu aquatique (U.S. EPA 1979).

En l'absence de sédiments, le chlordane dans l'eau est volatilisé au rythme de 40-50 % en 6 semaines et de 60 % en 12 semaines. Des expériences en laboratoire sur la volatilisation du *trans*-chlordane à des concentrations de 25 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans l'eau à 9 °C ont montré qu'il y avait perte de 34 % en trois jours. Lors d'une expérience semblable effectuée avec le *cis*-chlordane, la perte était de 24 %. Après addition de solutions renfermant 25 $\mu g \cdot L^{-1}$ de *cis*- et de *trans*-chlordane dans des flacons contenant des échantillons d'eau et de sédiments, on a récupéré, après 12 semaines, plus de 80 % de la quantité initiale de chlordane dans les sédiments. Ces expériences indiquent que la sorption sur les sédiments est un processus d'élimination du chlordane de l'eau plus important que la volatilisation (Oloffs et coll. 1972, 1973; Oloffs et Albright 1974).

La bioaccumulation est également un important processus d'élimination du chlordane contenu dans l'environnement aquatique. Les facteurs de bioconcentration pour les bactéries, les daphnies et les poissons sont de l'ordre de 10^3-10^4 (U.S. EPA 1979). Au cours d'une étude, on a constaté que les suceurs rouges (*Moxostoma macrolepidotum)* éliminaient l'isomère *trans* environ 1,8 fois plus rapidement que l'isomère *cis*. La demi-vie d'élimination du *cis*- et du *trans*-chlordane est de 60 et 33 j respectivement (Roberts et coll. 1977). On a estimé à environ 35 j la demi-vie d'élimination du *cis*-chlordane dans le poisson rouge (*Carassius auratus*) (Ducat et Khan 1979).

On dispose de très peu de données sur la biotransformation du chlordane en milieu aquatique. Ce composé persiste dans les sols inondés et non inondés, et sa persistance est comparable à celle de la dieldrine (Castro et Yoshida 1971; Watanabe 1973). Il y avait une certaine dégradation du chlordane dans des microcosmes terrestres-aquatiques (Sanborn et coll. 1976). Le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) métabolisait en 48 h moins de 7 % du chlordane absorbé, les dérivés hydroxylés et conjugués étant les principaux métabolites (Sudershan et Khan 1980). L'oxychlordane, métabolite persistant et toxique du chlordane, est le principal composé produit chez les mammifères (Schwemmer et coll. 1970); il constitue le principal résidu terminal dans les tissus animaux et le lait (Barrett et Dorough 1974).

6.3.15.4.2.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Agriculture Canada. 1985a. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/85.

Agriculture Canada. 1985b. Circulaire à la profession. T-1-250. Division des pesticides, Direction générale de la production et de l'inspection des aliments, Ottawa. 6 pp.

Barrett, J.R. et H.W. Dorough. 1974. Metabolism of chlordane in rats. J. Agric. Food Chem 22: 612-619.

Bevenue, A. et C.Y. Yeo. 1969. Gas chromatographic characteristics of chlordane. II. Observed compositional changes of the pesticide in aqueous and nonaqueous environments. J. Chromatogr. 42: 45-52.

Brooks, G.T. 1974. Chlorinated Insecticides. Vol. 1. Technology and Applications. CRC Press, Inc., Cleveland, Ohio. 249 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Castro, T.F. et T. Yoshida. 1971. Degradation of organochlorine insecticides in flooded soils in the Philippines. J. Agric. Food Chem. 19: 1168-1170. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Ducat, D.A. et M.A.Q. Khan. 1979. Absorption and elimination of ^{14}C-*cis*-chlordane and ^{14}C-*cis*-photo-chlordane by goldfish (*Carassius auratus*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 8: 409-417.

Eichelberger, J.W. et J.J. Lichtenberg. 1971. Persistence of pesticides in river water. Environ. Sci. Technol. 5: 541-544.

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Canada-Ontario Review Board, Ottawa.

Martin, H. 1972. Pesticide Manual. 3rd edition. British Crop Protection Council, Worcester, England. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Pesticides. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 42-54.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Oloffs, P.C. et L.J. Albright. 1974. Transport of some organochlorines in British Columbia waters. *Dans* Proc. Int. Conf. on the Transportation of Persistent Chemicals in Aquatic Ecosystems. Vol. 1. Ottawa. pp. 89-92.

Oloffs, P.C., L.J. Albright et S.Y. Szeto. 1972. Fate and behavior of five

chlorinated hydrocarbons in three natural waters. Can. J. Microbiol. 18: 1393-1398.
Oloffs, P.C., L.J. Albright, S.Y. Szeto et J. Lau. 1973. Factors affecting the behavior of five chlorinated hydrocarbons in two natural waters and their sediments. J. Fish. Res. Board Can. 30: 1619-1623.
Roberts, J.R., A.S.W. De Frietas et M.A.J. Bidney. 1977. Influence of lipid pool size on bioaccumulation of the insecticide chlordane by northern redhorse suckers (*Moxostoma macrolepidotum*). J. Fish. Res. Board Can. 34: 89-97.
Sanborn, J.R., R.L. Metcalf, W.N. Bruce et P.-Y. Lu. 1976. The fate of chlordane and toxaphene in a terrestrial-aquatic model ecosystem. Environ. Entomol. 5: 533-538.
Schwemmer, B., W.P. Cochrane et P.B. Polen. 1970. Oxychlordane, animal metabolite of chlordane: Isolation and synthesis. Science 169: 1087.
Statistique Canada. 1978. Ventes de produits antiparasitaires par les sociétés enregistrées du Canada 1977. Catalogue nº 46-212.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.
Sudershan, P. et M.A.Q. Khan. 1980. Metabolism of ^{14}C-*cis*-chlordane and ^{14}C-*cis*-photochlordane in bluegill sunfish. J. Agric. Food Chem. 28: 291-296.
U.S. EPA. 1979. Chlordane. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 22-1 à 22-13.
Watanabe, I. 1973. Decomposition of pesticides by soil microorganisms - Special emphasis on flooded soil conditions. JARQ 7: 15-18. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

6.3.15.4.3 DDD

6.3.15.4.3.1 Utilisations et production

Le DDD (1,1-dichloro-2,2-bis(4-chlorophényl)éthane) n'est pas enregistré au Canada comme pesticide en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires (Agriculture Canada 1984). Cependant, on peut le trouver sous forme de contaminants dans d'autres préparations pesticides comme le DDT. Aucune importation de DDD n'a été signalée en 1981, 1982 et 1983 (Statistique Canada 1983, 1984).

Le DDD est aussi connu sous d'autres noms: TDE; Rhothane (U.S. EPA 1979); tétrachlorodiphényléthane; dichlorodiphényldichloréthane; *p,p'*-DDD; *p,p'*-TDE (Windholtz et coll. 1983).

6.3.15.4.3.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le DDD pénètre dans l'environnement au cours de sa fabrication et de son application et sous forme de métabolite du 1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorophényl)éthane (DDT). Le DDT a un certain nombre de produits de dégradation, dont le DDD et le DDE (1,1-dichloro-2,2-bis(4-chlorophényl)éthylène) (Windholtz et coll. 1983) qui sont les plus répandus dans l'environnement (Waldbott 1978). Parmi les mécanismes responsables de la contamination générale de l'environnement par le DDD, on compte: la dispersion atmosphérique, l'érosion du sol par le vent et l'eau, et le transport à l'état adsorbé sur des particules de sol dans le limon des cours d'eau, des estuaires et des océans. Le DDD peut également se déplacer dans l'environnement sous forme de résidus présents dans les tissus biologiques, notamment dans le poisson et les oiseaux aquatiques (Lykken 1971).

Tableau 6-134. Concentrations de DDD dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($ng \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<1-7	457	Avant 1980
Ouest	1-2	1352	1980-1981
Centre	0,4-1	310	1980-1982
Atlantique	<1-1	42	1983-1984
	5[2]	1	Avant 1980

[1] Limite de détection = 1 $ng \cdot L^{-1}$.
[2] Concentration de *o,p'*-DDD seulement; dans le cas contraire, on prélevait des échantillons en vue de doser le *p,p'*-DDD.

Source: NAQUADAT 1985.

6.3.15.4.3.3 Concentrations dans l'environnement

Les données de la base de données NAQUADAT sur les concentrations du DDD dans diverses régions du Canada sont présentées au tableau 6-134.

6.3.15.4.3.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les préparations commerciales de DDD renferment plusieurs isomères, l'isomère *p,p'* étant le principal constituant (figure 6-19) (U.S. EPA 1979).

Les principaux processus d'élimination du DDD dans l'environnement aquatique sont, entre autres, la volatilisation, la sorption sur les sédiments et sur le biote, et la bioaccumulation (U.S. EPA 1979).

Le DDD a une faible solubilité dans l'eau (20-90 $\mu g \cdot L^{-1}$), mais il peut être facilement adsorbé sur des matières organiques (valeur calculée du log du coefficient de partage octanol/eau = 5,99) (U.S. EPA 1979). On prévoit que la photolyse directe sera plus lente que celle du DDT. De même, l'hydrolyse est un mécanisme relativement peu important; on a signalé une demi-vie d'hydrolyse de 190 années à pH 5 et à 27 °C (Wolfe et coll. 1977).

D'après certaines données, la vitesse de volatilisation du DDD de l'environnement aquatique est trois fois plus faible que celle du DDT (Singmaster 1975). Ainsi, la demi-vie de volatilisation du DDD varie probablement de 1 j à moins de 1 mois (U.S. EPA 1979). Même si l'on ne dispose d'aucune donnée spécifique, la sorption sur les sédiments est, estime-t-on, un processus important d'élimination du DDD en milieu aquatique. Les coefficients de sorption sont probablement semblables à ceux du DDT ($\sim 10^5$).

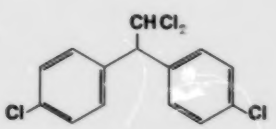


Figure 6-19. *p,p'*-DDD.

Le DDD est très résistant aux transformations chimiques en milieu aquatique; la biotransformation, quoique lente, est probablement le processus responsable de la dégradation ultime du DDD dans l'environnement (U.S. EPA 1979). La sorption sur le biote et la bioaccumulation sont également des mécanismes importants d'élimination. Les facteurs de bioconcentration varient de 10^3 à 10^5 (U.S. EPA 1979). On a signalé des facteurs de concentration de 80 000 chez les oiseaux piscivores et de 85 000 chez les poissons prédateurs (Rudd 1964).

6.3.15.4.3.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Lykken, L. 1971. Chemical control of pests. Chemistry 44: 18-21.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Rudd, R.L. 1964. Pesticides in the Living Landscape. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin. 320 pp.

Singmaster, J.A., III. 1975. Environmental Behavior of Hydrophobic Pollutants in Aqueous Solutions. Ph.D. Thesis. Univ. California, Davis, California. University Microfilms, Ann Arbor, Michigan. Order No. 76-14, 237. (Diss. Abstr. Int. B 1976, 36(12, Pt. 1): 6206-6207.) (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

U.S. EPA. 1979. DDD. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 23-1 à 23-10.

Waldbott, G.L. 1978. Health Effects of Environmental Pollutants. The C.V. Mosby Co., St. Louis, Missouri. 350 pp.

Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. 10th edition. Merck and Co., Inc., Rahway, New Jersey.

Wolfe, N.L., R.G. Zepp, D.F. Paris, G.L. Baughman et R.C. Hollis. 1977. Methoxychlor and DDT degradation in water: Ratio and products. Environ. Sci. Technol. 11: 1077-1081.

6.3.15.4.4 DDT

6.3.15.4.4.1 Utilisations et production

Le DDT (1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorophényl)éthane) a été le premier d'une série d'hydrocarbures chlorés à être fabriqués en vue d'être utilisés comme insecticide. Le DDT a été synthétisé pour la première fois en 1874; on a commencé à l'utiliser en 1942 et en 1943 lorsque son efficacité comme insecticide a été démontrée au cours de la Seconde Guerre mondiale (Keller 1970). Le DDT a été largement utilisé partout dans le monde à des fins d'hygiène publique et en agriculture, car il est un puissant insecticide à large spectre et son coût de fabrication est faible (U.S. EPA 1980). Le DDT a aussi été utilisé pour le traitement antimite des lainages (West 1966).

En 1964, la quantité de DDT fabriquée à l'échelle mondiale était d'environ $1{,}6 \times 10^6$ t, dont 50 % environ aux Etats-Unis (Keller 1970). Le DDT a été interdit aux Etats-Unis en 1972 (U.S. EPA 1980).

L'utilisation du DDT est homologuée au Canada, mais elle est soumise à certaines restrictions fédérales et provinciales. La Sanex Chemicals Ltd. de Mississauga (Ontario) est la seule société canadienne enregistrée à cette fin. Elle commercialise le produit sous le nom de "Sanex Rodentrak" qui est utilisé pour lutter contre les rongeurs et les chauves-souris (Agriculture Canada 1984).

En 1982, le Canada a importé 7 t de DDT des Etats-Unis, mais on n'a signalé aucune importation en 1981 et en 1983. En 1981, 45,4 kg de DDT de qualité technique ont été importés des Etats-Unis; on n'a signalé aucune importation pour 1982 et 1983 (Statistique Canada 1983, 1984).

Le DDT est aussi connu sous d'autres noms: dichlorodiphényl-trichloréthane; chlorophénothane; dicophane; pentachlorin; *p,p'*-DDT; Agritan; Gesapon; Gesarex; Gesarol; Guesapon; Neocid (Windholtz et coll. 1983); Anofex; Anofox; chlorophénothène; Dedelco; Didimac; Dinocide; Genitox; Guesarol; Gyron; Ixodex; Kopsol; Neocide; Neocidol; Pukseam; et Zerdane (McNeely et coll. 1980; Agriculture Canada 1984).

6.3.15.4.4.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le DDT peut pénétrer dans l'environnement aquatique au cours de sa fabrication et de son utilisation (Keller 1970; U.S. EPA 1980). Parmi les mécanismes de contamination générale de l'environnement, on compte la dispersion atmosphérique, l'érosion du sol par le vent et l'eau, et le transport à l'état sorbé sur des particules de sol dans le limon des cours d'eau, des estuaires et des océans. Selon les estimations, seulement la moitié de la quantité de pesticide pulvérisée par voie aérienne atteint la zone visée. Le reste est entraîné et se dépose sur les terres avoisinantes, ou il est transporté dans l'atmosphère pour finalement se déposer dans des zones éloignées de la source (Keller 1970).

6.3.15.4.4.3 Concentrations dans l'environnement

Le DDT est très persistant dans l'environnement (Rudd 1964; U.S. EPA 1979, 1980). A la fin des années 1960, on a évalué à environ 454 000 t la quantité de DDT qui circulait dans la biosphère. Au début des années 1970, les terres agricoles des Etats-Unis contenaient en moyenne 1,68 $kg \cdot ha^{-1}$ de ce composé (Waldbott 1978). Une étude portant sur 12 pommeraies soumises pendant six ans à des pulvérisations de DDT a révélé qu'il y avait eu accumulation de 39,23-126,60 $kg \cdot ha^{-1}$ de ce produit dans le sol sous les arbres (Rudd 1964). En raison de la stabilité et de l'insolubilité du DDT et de ses composés apparentés, jusqu'à la moitié de la quantité appliquée peut persister dans le sol pendant 10-15 ans (Keller 1970).

Aussi peu que 1,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ de DDT suffit à saturer l'eau (Waldbott 1978). Les concentrations de DDT signalées dans les eaux de surface au Canada pendant les années 1970 varient de non décelables à 397 $ng \cdot L^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982). La concentration mesurée à un endroit plusieurs heures après la pulvérisation était de 17 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Yule et Tomlin 1970). On a signalé une concentration de 0,05 $ng \cdot L^{-1}$ dans l'eau potable de la ville d'Ottawa (McNeil et

Tableau 6-135. Concentrations de DDT dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($ng \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
p,p'-DDT			
Pacifique	<4-12	489	Avant 1980
Ouest	<1-4	1352	1980-1985
Centre	0,4-12	316	1980-1985
Atlantique	<1	42	1983-1984
o,p'-DDT			
Pacifique	<5	70	Avant 1980
Ouest	<1-4	1352	1980-1985
Centre	0,4-12	313	1980-1985
Atlantique	<1	42	1983-1984

[1] Limite de détection = 1 $ng \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

Tableau 6-136. Concentrations maximales de DDT dans différentes espèces, y compris l'homme

Espèces/type de tissu	Concentration de DDT dans les tissus (en $\mu g \cdot g^{-1}$ à moins d'indication contraire)	Source
Saumon coho du lac Michigan	19	Keller 1970
Poisson (graisse des viscères)	24,9	Warner et Fenderson 1962
Huile de foie de morue	300 $mg \cdot L^{-1}$	Waldbott 1978
Grande aigrette (organisme entier)	138	Rudd 1964
Grèbe de l'Ouest (tissu adipeux)	348	"
Cormoran à aigrettes (oeufs en incubation)	20	"
Tissu adipeux humain (Allemagne)	2,3	West 1966; Keller 1970
Tissu adipeux humain (Inde)	26	"
Tissu adipeux humain (Canada)	4,9	West 1966
Tissu adipeux humain (E.-U.)	12 (800 échantillons prélevés)	"
Exposition au DDT en milieu de travail	1000	"
Lait maternel	0,13 $mg \cdot L^{-1}$	Laug et coll. 1950; West 1964

coll. 1977) et une concentration de fond de 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans un affluent de la rivière Miramichi (Yule et Tomlin 1970). D'autres concentrations de DDT dans l'environnement au Canada sont présentées au tableau 6-135.

Le DDT a été décelé dans les tissus de nombreuses espèces de poisson et d'oiseaux piscivores, et dans des tissus humains. Le tableau 6-136 donne des exemples des concentrations maximales mesurées.

Le DDE, un des principaux métabolites du DDT, a aussi été décelé dans les eaux de surface. Les concentrations de *p,p'*-DDE dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-137.

Tableau 6-137. Concentrations de *p,p'*-DDE dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($ng \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	1-5	457	Avant 1980
Ouest	<1-2	1496	1980-1984
Centre	0,4-4	413	1980-1982
Atlantique	<1-2	52	1980-1984

[1] Limite de détection = 1 $ng \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

6.3.15.4.4.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les préparations de DDT sont constituées essentiellement de deux isomères (figure 6-20).

Le DDT de qualité technique peut contenir 70-73 % de l'isomère *p,p'* et 12-21 % de l'isomère *o,p'* (U.S. EPA 1979). En outre, le DDT a plusieurs dérivés ou métabolites. Ceux que l'on trouve le plus fréquemment dans la nature sont le DDT (TDE), ou 1,1'-dichloro-2,2-bis(4-chlorophényl)éthane, et le DDE, ou 1,1'-dichloro-2,2-bis-(4-chlorophényl)éthylène, tous deux toxiques, persistants et présents un peu partout dans l'environnement (figure 6-21) (Waldbott 1978; U.S. EPA 1980).

En raison de la faible solubilité du *p,p'*-DDT dans l'eau (<1-25 $\mu g \cdot L^{-1}$, selon les autres substances présentes), les principaux mécanismes de transport dans l'environnement aquatique, qui ne sont pas accompagnés d'une dégradation, sont la volatilisation, la sorption sur le biote et les sédiments, et la bioaccumulation (Waldbott 1978; U.S. EPA 1979). La transformation et l'élimination ultimes du DDT et de ses composés apparentés de l'environnement aquatique se font probablement par biotransformation et peut-être même par photolyse indirecte (U.S. EPA 1979).

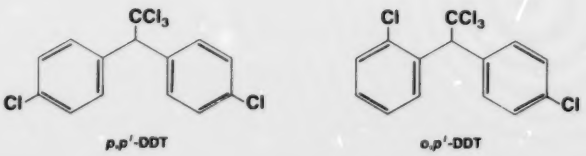


Figure 6-20. *p,p'*- et *o,p'*-DDT.

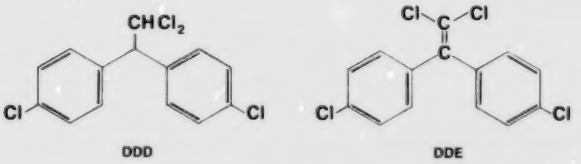


Figure 6-21. DDD et DDE.

La photolyse directe du DDT en solution aqueuse est très lente; la demi-vie est probablement supérieure à 150 ans (Zepp et coll. 1976). Cependant, la demi-vie du DDT éliminé par photolyse indirecte dans des eaux naturelles peut être d'environ une semaine selon qu'il y a ou non présence de photosensibilisateurs (Singmaster 1975). Il est difficile de prévoir les demi-vies en milieu aquatique, car la plupart des études n'ont pas examiné en détail les variations possibles dans les eaux naturelles. Des études ont montré que la volatilisation du DDT dans l'eau est rapide. Même si l'on ne dispose d'aucune donnée permettant d'évaluer de façon quantitative la vitesse de volatilisation dans des systèmes aquatiques spécifiques, la demi-vie correspondant à la volatilisation du DDT de l'eau serait inférieure à une semaine (U.S. EPA 1979).

Le DDT peut être facilement sorbé sur des sédiments en suspension et sur des boues de fond. On a trouvé des coefficients de partage dans le sol de 10^3-10^7 pour certains sols en suspension dans des solutions aqueuses; la sorption s'accroît avec la teneur en matières organiques du sol (U.S. EPA 1979). D'après certaines études, le DDT est adsorbé en plus grande quantité sur les argiles que sur certains autres hydrocarbures chlorés (p. ex. dieldrine et heptachlore) (Huang et Liao 1970).

En raison de sa nature persistante, de ses propriétés hydrophobes et de sa liposolubilité, le DDT est concentré par les organismes aquatiques à tous les niveaux trophiques. Il pénètre dans le réseau alimentaire où il est bioamplifié (U.S. EPA 1980). On a signalé des facteurs de bioconcentration aussi élevés que 10^6 chez plusieurs espèces en milieu aquatique (U.S. EPA 1979). Les demi-vies biologiques varient de 30 j pour le poisson rouge (*Carassius auratus*) (Grzenda et coll. 1970), à 60 j pour le saumon atlantique (*Salmo salar*) (Addison et coll. 1976), à 160 j pour les truites arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) (Macek et coll. 1970), jusqu'à plus de 1 an pour l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) (Zinck et Addison 1975).

6.3.15.4.4.5 Bibliographie

Addison, R.F., M.E. Zinck et J.R. Leahy. 1976. Metabolism of single and combined doses of ^{14}C-aldrin and ^{3}H-*p,p'*-DDT by Atlantic salmon (*Salmo salar*) fry. J. Fish. Res. Board Can. 33: 2073-2076.

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publ. nº 1654 RP/84.

Grzenda, A.R., D.F. Paris et W. I. Taylor. 1970. The uptake, metabolism and elimination of chlorinated residues in goldfish (*Carassius auratus*) fed a ^{14}C-DDT diet. Trans. Am. Fish. Soc. 99: 385-396.

Huang, J.-C. et C.-S. Liao. 1970. Adsorption of pesticides by clay minerals. J. Sanit. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng. 96(SA5): 1057-1078. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Keller, E. 1970. The DDT story. Chemistry 43: 8-12.

Laug, E.P., C.S. Prickett et F.M. Kunze. 1950. Survey analyses of human milk and fat for DDT content. Fed. Proc. 9: 294-295. (Mentionnée dans Rudd 1964.)

Macek, K.J., C.R. Rodges, D.L. Stalling et S. Korn. 1970. The uptake, distribution and elimination of dietary ^{14}C-DDT and ^{14}C-dieldrin in rainbow trout. Trans. Am. Fish. Soc. 99: 689-695.

Marth, E.H. 1965. Residues and some effects of chlorinated hydrocarbon insecticides in biological material. Residue Rev. 9: 1-89.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Pesticides. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 42-54.

McNeil, E.E., R. Otson, W.F. Miles et F.J.M. Rajabalee. 1977. Determination of chlorinated pesticides in potable water. J. Chromatogr. 132: 277-286.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Rudd, R.L. 1964. Pesticides in the Living Landscape. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin. 320 pp.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Pesticides. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 457-469.

Singmaster, J.A., III. 1975. Environmental Behavior of Hydrophobic Pollutants in Aqueous Solutions. Ph.D. Thesis. Univ. California, Davis, California. University Microfilms, Ann Arbor, Michigan. Order No. 76-14,237. (Diss. Abstr. Int. B 1976, 36(12, pt. 1): 6206-6207.) (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

U.S. EPA. 1979. DDT. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/4-79-029a. pp. 25-1 à 25-22.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for DDT. Office of Water Regulations and Standards Criteria, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-038.

Waldbott, G.L. 1978. Health Effects of Environmental Pollutants. The C.V. Mosby Co., St. Louis, Missouri. 350 pp.

Warner, K. et O.C. Fenderson. 1962. Effects of DDT spraying for forest insects on Maine trout streams. J. Wildl. Manage. 26: 86. (Mentionnée dans Marth 1965.)

West, I. 1964. Pesticides as contaminants. Arch. Environ. Health 9: 626-633. (Mentionnée dans West 1966.)

West, I. 1966. Biological effects of pesticides in the environment. *Dans* Organic Pesticides in the Environment. R.F. Gould (ed.). Adv. Chem. Ser. No. 60. pp. 38-53.

Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. 10th edition. Merck and Co., Inc., Rahway, New Jersey.

Yule, W.N. et A.D. Tomlin. 1970. DDT in forest streams. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 5: 479-488. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Zepp, R.G., N.L. Wolfe, J.A. Gordon et R.C. Fincher. 1976. Light-induced transformations of methoxychlor in aquatic systems. J. Agric. Food Chem. 24: 727-733. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Zinck, M.E. et R.F. Addison. 1975. The effect of temperature on the rate of conversion of *p,p'*-DDT to *p,p'*-DDE in brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Can. J. Biochem. 53: 636-639.

6.3.15.4.5 Dieldrine

6.3.15.4.5.1 Utilisations et production

La dieldrine a été l'un des pesticides d'usage domestique les plus largement utilisés (Lykken 1971; Waldbott 1978; U.S. EPA 1980). Elle a d'abord été utilisée comme pesticide pour lutter contre les ravageurs du sol, des fruits et des légumes, et pour exterminer les sauterelles, les acridiens et les termites. En 1974, les États-Unis ont restreint l'utilisation aux seuls cas où il n'y avait aucun rejet dans les effluents (U.S. EPA 1980).

Outre son emploi comme insecticide, la dieldrine sert au traitement antimite des lainages (Marth 1965).

Les Etats-Unis ne fabriquent plus de dieldrine depuis l'interdiction imposée en 1974, mais ils en importent de Hollande où ce produit est fabriqué par la Shell Chemical Company (U.S. EPA 1980).

On ne fabrique pas de dieldrine au Canada. La Shell Company of Canada, qui en est le fournisseur enregistré, n'a signalé aucune importation au cours des dernières années (1980-1983) (Statistique Canada 1983, 1984; Agriculture Canada 1984).

La dieldrine est aussi connue sous d'autres noms: HEOD; Composé 497; Octalox; Insecticide nº 497; ENT 16225; Alvit; Dieldrex; Dieldrite; et Panoram D31 (U.S. EPA 1979; McNeely et coll. 1980; Windholtz et coll. 1983; Agriculture Canada 1984).

6.3.15.4.5.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La dieldrine pénètre dans l'environnement au cours de sa fabrication et de son application. L'aldrine, un autre hydrocarbure chloré largement employé comme insecticide, est rapidement métabolisé en dieldrine (voir la section 6.3.15.4.1) (U.S. EPA 1980).

Parmi les mécanismes responsables de la contamination générale de l'environnement par la dieldrine, on compte la dispersion atmosphérique, l'érosion du sol par le vent et par l'eau, et le transport à l'état sorbé sur des particules de sol dans le limon des cours d'eau, des estuaires et des océans. La dieldrine peut aussi être transportée dans l'environnement sous forme de résidus dans les plantes et les animaux, notamment dans les poissons et les oiseaux aquatiques (Lykken 1971).

6.3.15.4.5.3 Concentrations dans l'environnement

Peu de données sont disponibles sur les concentrations de dieldrine dans l'environnement. Ce composé a été appliqué par pulvérisation à la fin des années 1950 pour tenter de lutter contre la propagation des fourmis ravisseuses dans le sud-est des Etats-Unis. En 1957, on pulvérisait la dieldrine et l'heptachlore au taux de 2,24 $kg \cdot ha^{-1}$. Plus de 1×10^6 ha ont ainsi été traités par voie aérienne (Rudd 1964).

Le tableau 6-138 donne les concentrations de dieldrine dans différentes régions au Canada. Les concentrations de dieldrine signalées pour l'eau potable au Canada en 1972 variaient de 0,05 à 5 $ng \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT 1972; McNeil et coll. 1977). En 1976, des échantillons d'eau potable de la ville d'Ottawa prélevés tous les mois contenaient 0,1-4 $ng \cdot L^{-1}$ de dieldrine (moyenne de 1 $ng \cdot L^{-1}$) (Williams et coll. 1978).

Tableau 6-138. Concentrations de dieldrine dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($ng \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<2-5	458	Avant 1980
Ouest	<2	1352	1980-1981
Centre	<4-5	316	1980-1981
Atlantique	<1-5	42	1980-1984

Source: NAQUADAT 1985.

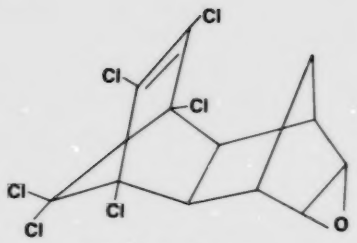


Figure 6-22. Dieldrine.

6.3.15.4.5.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

La dieldrine, ou 1,2,3,4,10,10-hexachloro-6,7-époxy-1,4,-4a,5,6,7,8,8a-octahydro-*endo*-1,4-*exo*-5,8-diméthanonaphtalène (figure 6-22), est l'époxyde de l'aldrine. Son point de fusion est de 175-176 °C; sa pression de vapeur (400 µPa à 20 °C) (Worthing 1983) et sa solubilité dans l'eau (0,186 $mg \cdot L^{-1}$ à 20 °C) sont faibles (Park et Bruce 1968).

La dieldrine est considérée comme un produit persistant dans l'environnement; les principaux processus qui déterminent son devenir sont la sorption, la volatilisation et la bioaccumulation (U.S. EPA 1979).

L'hydrolyse de la dieldrine dans l'environnement aquatique est très lente (Eichelberger et Lichtenberg 1971). Cependant, la sorption sur des sédiments contenant des matières organiques est appréciable. On a signalé un coefficient de partage dans le carbone organique (K_{co}) d'environ 10^4 à 15 °C (Weil et coll. 1973).

Selon des études expérimentales, il y a photolyse directe de la dieldrine; la demi-vie est alors d'environ 2 mois (Henderson et Crosby 1968). La volatilisation de la dieldrine en milieu aquatique est également un important processus d'élimination; les demi-vies déterminées au cours d'expériences variaient de quelques heures à quelques jours (Singmaster 1975).

La dieldrine peut-être bioaccumulée par divers organismes en milieu aquatique. On a signalé des facteurs de bioconcentration variant de 10^2 à 10^4 pour les bactéries (Grimes et Morrison 1975) et de 10^4 en moyenne pour des algues d'eau douce (Neudorf et Khan 1975). Des données tirées d'expérience sur des microcosmes laissent également supposer que la bioaccumulation est importante (Sandborn et Yu 1973; Metcalf et coll. 1973), les facteurs de bioconcentration étant de l'ordre de 10^2-10^3 pour les algues, de 10^4-10^5 pour les gastéropodes et de 10^3 pour les poissons. Chez les poissons, les demi-vies biologiques varient de 7 j pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Gakstatter et Weiss 1967) à 40 j pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) (Macek et coll. 1970). La quantité de dieldrine biotransformée par les microbes est très faible dans l'environnement aquatique (Bohonos et Francis 1975; Sanborn et coll. 1977).

6.3.15.4.5.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Bohonos, N. et A.J. Francis. 1975. Microbiological degradation of military standard pesticide formulations. Final Report. SRI to the U.S. Army Medical Research Development Command. Contract No. DADA17-73-C-3124. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)
Eichelberger, J.W. et J.J. Lichtenberg. 1971. Persistence of pesticides in river water. Environ. Sci. Technol. 5: 541-544.
Gakstatter, J.H. et C.M. Weiss. 1967. The elimination of ^{14}C-DDT and ^{14}C-dieldrin from fish following a single sublethal exposure in aquaria. Trans. Am. Fish. Soc. 96: 201-207.
Grimes, D.J. et Morrison, S.M. 1975. Bacterial bioconcentration of chlorinated hydrocarbon insecticides from aqueous systems. Microb. Ecol. 2: 43-59.
Henderson, G.L. et D.G. Crosby. 1968. The photodecomposition of dieldrin residues in water. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 3: 131-134.
Lykken, L. 1971. Chemical control of pests. Chemistry 44: 18-21.
Macek, K.J., C.R. Rodgers, D.L. Stalling et S. Korn. 1970. The uptake, distribution and elimination of dietary ^{14}C-DDT and ^{14}C-dieldrin in rainbow trout. Trans. Am. Fish. Soc. 99: 689-695.
Marth, E.H. 1965. Residues and some effects of chlorinated hydrocarbon insecticides in biological material. Residue Rev. 9: 1-89.
McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Pesticides. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 42-54.
McNeil, E.E., R. Otson, W.F. Miles et F.J.M. Rajabalee. 1977. Determination of chlorinated pesticides in potable water. J. Chromatogr. 132: 277-286.
Metcalf, R.L., I.P. Kapoor, P.-Y. Lu, C.K. Schuth et P. Sherman. 1973. Model ecosystem studies of the environmental fate of six organochlorine pesticides. Environ. Health Perspect. 4: 35-44.
NAQUADAT. 1972. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Neudorf, S. et M.A.Q. Khan. 1975. Pickup and metabolism of DDT, dieldrin and photoaldrin by a freshwater alga (*Ankistrodesmus amalloides*) and a microcrustacean (*Daphnia pulex*). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 13: 443-450.
Park, K.J. et W.N. Bruce. 1968. The determination of the water solubility of aldrin, dieldrin, heptachlor and heptachlor epoxide. J. Econ. Entomol. 61: 770-774.
Rudd, R.L. 1964. Pesticides and the Living Landscape. The University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin. 320 pp.
Sanborn, J.R. et C. Yu. 1973. The fate of dieldrin in a model ecosystem. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 10: 340-346.
Sanborn, J.R., B.M. Francis, et R.L. Metcalf. 1977. The Degradation of Selected Pesticides in Soil: A Review of Published Literature. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA/600/9-77/022. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)
Singmaster, J.A., III. 1975. Environmental Behavior of Hydrophobic Pollutants in Aqueous Solutions. Ph.D. Thesis. Univ. California, Davis, California. University Microfilms, Ann Arbor, Michigan. Order No. 76-14, 237. (Diss. Abstr. Int. B 1976, 36 (12, pt. 1): 6206-6207.) (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.
U.S. EPA. 1979. Dieldrin. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 26-1 à 26-12.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Aldrin/Dieldrin. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-019.
Waldbott, G.L. 1978. Health Effects of Environmental Pollutants. The C.V. Mosby Co., St. Louis, Missouri. 316 pp.
Weil, L., G. Dure et K.E. Quentin. 1973. Adsorption of chlorinated hydrocarbons to organic particles and soils. Z. Wasser Abwasser Forsch. 6: 107-112.
Williams, D.T., F. Benoit, E. McNeil et R. Otson. 1978. Organochlorine pesticide levels in Ottawa drinking water, 1976. Pestic. Monit. J. 12: 163.
Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. 10th edition. Merck and Co., Inc., Rahway, New Jersey.
Worthing, C.R. 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 191.

6.3.15.4.6 Endosulfan

6.3.15.4.6.1 Utilisations et production

L'endosulfan est utilisé comme acaricide et insecticide à large spectre. Au Canada, il n'existe aucun produit à usage restreint contenant de l'endosulfan; cependant, onze produits sont homologués à des fins domestiques (dans les maisons) et commerciales (dans l'industrie et en agriculture). On emploie l'endosulfan au Canada pour lutter contre les insectes s'attaquant au bois et ceux infestant les fruits, les arbres et les arbustes ornementaux. L'endosulfan est aussi homologué pour exterminer les insectes sur la luzerne, le trèfle, le maïs, les melons, les pommes de terre, les tournesols, les fraisiers, certains arbres fruitiers et le tabac (Agriculture Canada 1985).

On importe de l'endosulfan au Canada sous forme du produit de qualité technique et de préparations, mais les quantités réelles sont trop faibles pour être consignées dans une catégorie distincte par Statistique Canada (Statistique Canada 1983, 1984).

L'endosulfan est également connu au Canada sous le nom de Thiodan (Agriculture Canada 1984).

6.3.15.4.6.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'endosulfan est pulvérisé sur des zones agricoles par voie aérienne et à partir du sol. Il peut atteindre l'environnement aquatique principalement par dérive du nuage pulvérisé, par lessivage des sols traités et par transport indirect, bien que l'on ait signalé plusieurs cas de contamination accidentelle (Osmond 1969; CNRC 1976).

Au cours d'études effectuées en 1979 et en 1980 et portant sur des contaminants présents dans de l'eau traitée aux prises d'eau des installations d'épuration de trois villes situées le long de la rivière Niagara, un échantillon sur les 29 prélevés contenait de l'α-endosulfan (Thiodan I) à une concentration variant de non décelable à 4 $ng \cdot L^{-1}$, mais aucun ne contenait de β-endosulfan (Thiodan II) (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981). Au cours d'une étude effectuée en 1980-1981 et portant sur divers contaminants d'un effluent industriel déversé dans le Saint-Laurent à Cornwall (Ontario), on n'a trouvé aucune concentration décelable (limite de détection = 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) de α-endosulfan, de β-endosulfan et de sulfate d'endosulfan dans les 15 échantillons prélevés (Environnement Canada 1984).

6.3.15.4.6.3 Concentrations dans l'environnement

Il existe des rapports exhaustifs, provenant d'un peu partout dans le monde, portant sur les résidus d'endosulfan dans l'environnement aquatique, car ce produit a été largement utilisé sur les cultures et il y a eu parfois de petits déversements accidentels. Au Canada, on a décelé de l'endosulfan dans seulement 10 % environ de tous les échantillons d'eau de rivière ayant fait l'objet d'analyses en vue de doser le produit (limite de détection = 5 $ng \cdot L^{-1}$). Les concentrations varient de 20 à 83 $ng \cdot L^{-1}$ (Miles et Harris 1973; CNRC 1976) avec une valeur exceptionnellement élevée de 260 $ng \cdot L^{-1}$ qui était associée à une hécatombe de poissons (Osmond 1969). Environ 10 % des échantillons d'eau des Grands lacs contenaient également des résidus décelables, l'intervalle de concentrations étant de 5-51 $ng \cdot L^{-1}$ (Environnement Canada 1973).

Les concentrations d'endosulfan dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-139.

Les concentrations de α-endosulfan (Thiodan I) dans les eaux brutes prélevées aux prises d'eau d'installations d'épuration et dans les eaux du cours supérieur de la rivière Niagara en 1979 et en 1980 sont présentées au tableau 6-140. Aucun des 60 échantillons prélevés au cours des mêmes années ne contenait du β-endosulfan (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

6.3.15.4.6.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'endosulfan, ou 6,7,8,9,10,10-hexachloro-1,5,5a,6,9,9a-hexahydro-6,9-méthano-2,4,3-benzo-dioxanthiepin-3-oxide, existe sous deux formes isomères, soit les isomères α et β (figure 6-23). L'endosulfan de qualité technique, qui est pur à 95 %, renferme normalement 70 et 30 % des isomères α et β respectivement (Berg 1976). Les principaux mécanismes de transformation de l'endosulfan sont l'oxydation en sulfate d'endosulfan (figure 6-24) et l'hydrolyse (Berg 1976; U.S. EPA 1979).

La pression de vapeur de l'endosulfan (on ne précise pas de quel isomère) est de 1,3 mPa à 25 °C (Martens 1972). La solubilité dans l'eau et le coefficient de partage octanol/eau varient selon l'isomère. Par exemple, la solubilité dans l'eau à 22 °C et à pH 7,2 est de 0,15, 0,06 et 0,22 $mg \cdot L^{-1}$ pour les

Tableau 6-139. Concentrations des isomères de l'endosulfan dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($ng \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
α-endosulfan			
Pacifique	ND[2]-10	457	Avant 1980
Ouest	ND	1352	1980-1985
Centre	ND-10	300	1980-1985
Atlantique	ND-260	42	1980-1985
β-endosulfan			
Pacifique	<3-10	454	Avant 1980
Ouest	<3	1352	1980-1985
Centre	ND-10	300	1980-1985
Atlantique	ND-10	41	1980-1985

[1] Limite de détection = 5 $ng \cdot L^{-1}$.
[2] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

Tableau 6-140. Concentrations d'α-endosulfan (Thiodan I) dans les eaux de surface aux prises d'eau d'installations d'épuration et dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980

Endroit	Année	Nombre total d'échantillons	Nombre d'échantillons renfermant des concentrations décelables	Concentration ($ng \cdot L^{-1}$)
Niagara-on-the-Lake	1979	7	1	ND[1]-3
	1980	12	0	ND
Niagara Falls	1979	7	1	ND-2
	1980	11	0	ND
Fort Erié	1979	7	0	ND
	1980	11	0	ND
St. Catharines	1980	5	0	ND

[1] ND = non décelable; limite de détection = 1 $ng \cdot L^{-1}$.

Source: Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981.

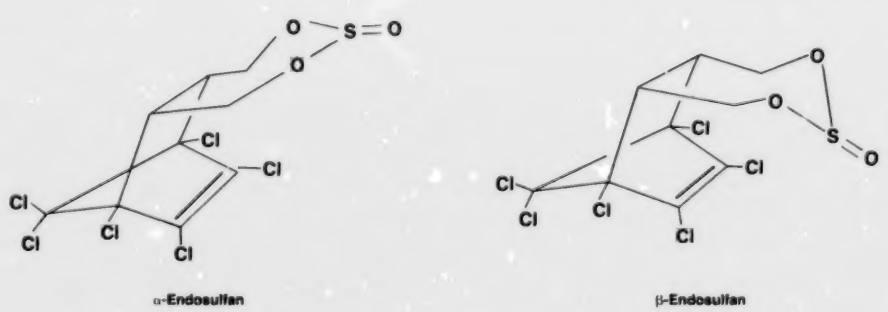


Figure 6-23. α- et β-Endosulfan.

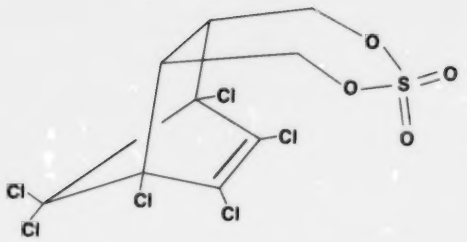


Figure 6-24. Sulfate d'endosulfan.

isomères α et β et pour le sulfate respectivement (Braun et Frank 1973). La solubilité augmente légèrement à des pH inférieurs (CNRC 1976). On a calculé des valeurs de 3,55, 3,62 et 3,66 pour le log du coefficient de partage octanol/eau des isomères α et β et du sulfate respectivement (Ali 1978).

Même si les données ne sont pas concluantes, l'hydrolyse, la photolyse, la volatilisation, la sorption et la bioaccumulation peuvent toutes contribuer, semble-t-il, à la dynamique environnementale de l'endosulfan en milieu aquatique (U.S. EPA 1979).

L'endosulfan s'hydrolyse lentement dans l'eau à un pH de moins de 7 et à une température de 20 °C; la demi-vie est alors supérieure à un mois (U.S. EPA 1979). Au cours d'une étude portant sur un microcosme, on a récupéré les isomères α et β dans une proportion de 82 et 87 % après 33 j dans l'eau (Ali 1978). Par ailleurs, après deux semaines, il ne restait que 5 % d'endosulfan dans un échantillon d'eau brute de rivière à un pH de 7,3 à 8,0 (Eichelberger et Lichtenberg 1971), même s'il y a peut-être eu biotransformation dans une certaine mesure au cours de cette étude. On a montré que le sulfate d'endosulfan était relativement résistant à l'hydrolyse en milieu aquatique (Ali 1978).

La sorption semble être un processus d'élimination relativement important de l'endosulfan. Des études sur le terrain ont montré que plus de 75 % de l'endosulfan décelé en milieu aquatique était associé à des matières particulaires, plus spécialement à du limon et à de la boue (Greve et Wit 1971). La sorption est, semble-t-il, proportionnelle à la teneur en matières organiques des sédiments (Richardson et Epstein 1971).

L'endosulfan se photolyse à l'état solide et à l'état gazeux et dans des solvants non aqueux, pour donner habituellement du sulfate d'endosulfan (U.S. EPA 1979). On a trouvé de l'endosulfan-diol après irradiation en laboratoire d'une émulsion de l'isomère α et de l'isomère β (Midwest Research Institute 1977). Vu le peu de données disponibles sur la photolyse, on ne peut pas évaluer quantitativement ce processus dans le milieu aquatique, mais le sulfate d'endosulfan semble plus stable à la photolyse que l'endosulfan (U.S. EPA 1979).

L'endosulfan peut être oxydé en sulfate d'endosulfan dans de l'eau saturée en air. L'oxydation est indépendante du pH dans l'intervalle de pH de 5,5-7,2; on a prévu une demi-vie d'environ 70 j à 20 °C (Greve et Wit 1971). On a aussi prévu, par calculs théoriques, que la demi-vie de volatilisation de l'endosulfan est de 11 j (Mackay et Leinonen 1975). Cependant, il semble y avoir diminution importante de la volatilisation en présence de matières particulaires, ce qui indique que ce sont les processus de sorption qui régissent la distribution (Richardson et Epstein 1971).

On dispose de très peu de données sur la bioaccumulation de l'endosulfan dans l'environnement aquatique. Le α-endosulfan s'accumule dans les moules d'eau salée à un facteur de bioconcentration (en poids humide) de l'ordre de 10^2 (Ernst 1977). Dans une étude sur un microcosme terrestre-aquatique, les facteurs de bioconcentration étaient d'environ 10-10^2 chez le poisson, de 10^2-10^3 chez les algues et les larves de moustique, et de 10^3-10^4 chez les gastéropodes (Ali 1978). L'accumulation de l'endosulfan par les organismes aquatiques semble être temporaire, car ce composé est rapidement éliminé dès que la source d'exposition disparaît. Par exemple, on a estimé à 3 j la demi-vie de l'endosulfan (1 $\mu g \cdot L^{-1}$) chez le poisson rouge (*Carassius auratus*) (CNRC 1976).

L'endosulfan peut-être transformé en présence de certains microorganismes (p. ex. *Pseucomonas*) dans de l'eau à un pH supérieur à 7, à 20 °C et à teneur élevée en oxygène dissous. On a estimé la demi-vie à environ une semaine (Greve et Wit 1971). Le principal produit était le sulfate d'endosulfan; cependant, on ne sait pas précisément si la formation de ce produit d'oxydation faisait intervenir un processus biologique ou un processus chimique (Greve et Wit 1971; U.S. EPA 1979).

6.3.15.4.6.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Agriculture Canada. 1985. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/85.

Ali, S. 1978. Degradation and Environmental Fate of Endosulfan Isomers and Endosulfan Sulfate in Mouse, Insect and Laboratory Model Ecosystem. Ph.D. Thesis. Univ. Illinois. Univ. Microfilms, Ann Arbor, Michigan. No. 78-20891. (Diss. Abstr. Int. B 1978, 39(5): 2117.) (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Berg, H. 1976. Farm Chemicals Handbook. Meister Publ. Co., Willoughby, Ohio.

Braun, H.E. et R. Frank. 1973. Données non publiées. Ontario Ministry of Agriculture and Food, Guelph, Ontario. (Mentionnée dans CNRC 1976.)

CNRC. 1976. Endosulfan: ses effets sur l'état de l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 14099. 98 pp.

Eichelberger, J.W. et J.J. Lichtenberg. 1971. Persistence of pesticides in river water. Environ. Sci. Technol. 5: 541-544.

Environnement Canada. 1973. Pesticides Survey in Lakes Erie and Ontario, October 1973. The Interdepartmental Working Group on Pesticide Research in the Great Lakes. Environmental Quality Coordination Unit. Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario). 27 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Canada-Ontario Review Board, Ottawa.

Ernst, W. 1977. Determination of the bioconcentration potential of

marine organisms – a steady state approach. Chemosphere 6: 731-740.
Greve, P.A. et S.L. Wit. 1971. Endosulfan in the Rhine River. J. Water Pollut. Control Fed. 43: 2338-2348.
Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9: 1178-1180.
Martens, R. 1972. Decomposition of endosulfan by soil microorganisms. Schriftenr. Ver. Wasser. Boden. Lufthyg. Berlin-Dahlem 37: 167-173. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)
Midwest Research Institute. 1977. Initial Scientific Review of Endosulfan. MRI Report. November. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)
Miles, J.R.W. et C.R. Harris. 1973. Organochlorine insecticide residues in streams draining agricultural, urban-agricultural, and resort areas of Ontario, Canada, 1971. Pestic. Monit. J. 6: 363. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Osmond, D.S. 1969. A fish kill in the Thames River, Ontario. Ontario Ministry of the Environment, London, Ontario. Rapport inédit. (Mentionnée dans CNRC 1976.)
Richardson, E.M. et E. Epstein. 1971. Retention of three insecticides on different size soil particles suspended in water. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35: 884-887. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.
U.S. EPA. 1979. Endosulfan and endosulfan sulfate. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 27-1 à 27-16.
U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Endosulfan. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-046.

6.3.15.4.7 Endrine

6.3.15.4.7.1 Utilisations et production

L'endrine est un insecticide foliaire utilisé sur le coton, le maïs, la canne à sucre, le riz de montagne et de nombreuses autres cultures (Worthing 1983). Une seule compagnie au Canada détient un certificat d'enregistrement pour l'endrine, et elle ne commercialise qu'un produit dont l'usage est restreint. Au Canada, l'endrine est homologuée pour lutter contre certains insectes infestant l'orge, le lin, la moutarde, l'avoine, les pommes de terre, le colza et le blé (Agriculture Canada 1985). D'après les données dont on dispose sur les importations, on n'a pas importé d'endrine au Canada ces dernières années (1981-1983) (Statistique Canada 1983, 1984).

L'endrine est aussi connue sous les noms de Endrex et Hexadrine au Canada (Agriculture Canada 1984).

6.3.15.4.7.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La présence d'endrine dans l'environnement aquatique est associée à sa fabrication ou à son utilisation comme pesticide. Ainsi, ce composé peut pénétrer dans l'environnement aquatique par dérive du nuage pulvérisé de la zone visée, par ruissellement, par percolation et ruissellement souterrain dans des terrains traités, par négligence au cours de l'application, par déversement accidentel et par rejet avec les eaux usées et les effluents industriels (McNeely et coll. 1980). Au cours d'études effectuées en 1979 et en 1980 et portant sur la présence de contaminants dans les eaux traitées aux prises d'eau d'installations d'épuration de trois villes situées le long de la rivière Niagara, on a décelé de l'endrine dans 2 échantillons sur 29, à une concentration variant de non décelable (limite de détection = 1 ng·L^{-1}) à 20 ng·L^{-1} (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

Tableau 6-141. Concentrations d'endrine dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] (ng·L^{-1})	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	ND[2]-10	118	Avant 1980
Ouest	ND	1352	1980-1985
Centre	ND-10	310	1980-1985
Atlantique	<10	42	1980-1985

[1] Limite de détection = 1 ng·L^{-1}.
[2] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

Tableau 6-142. Concentrations d'endrine dans les eaux de surface aux prises d'eau d'installations d'épuration et dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980

Endroit	Année	Nombre total d'échantillons	Nombre d'échantillons renfermant des concentrations décelables	Concentration (ng·L^{-1})
Niagara-on-the-Lake	1979	7	1	ND[1]-3
	1980	12	1	ND-9
Niagara Falls	1979	7	0	ND
	1980	11	2	ND-11
Fort Erié	1979	7	0	ND
	1980	11	0	ND
St. Catharines	1980	5	0	ND

[1] ND = non décelable; limite de détection = 1 ng·L^{-1}.

Source: Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981.

6.3.15.4.7.3 Concentrations dans l'environnement

On donne au tableau 6-141 les concentrations d'endrine dans les eaux de surface au Canada. Les concentrations d'endrine dans les eaux brutes aux prises d'eau d'installations d'épuration et dans les eaux du cours supérieur de la rivière Niagara en 1979 et en 1980 sont présentées au tableau 6-142.

6.3.15.4.7.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'endrine, ou 1,2,3,4,10,10-hexachloro-6,7-époxy-1,4,4a,-5,6,7,8,8a-octahydro-*exo*-1,4-*exo*-5,8-diméthanonaphtalène (figure 6-25), a une pression de vapeur de 27 µPa à 25 °C (Martin 1972), une solubilité dans l'eau de 0,26 mg·L^{-1} (Weil et coll. 1974) et un coefficient de partage octanol/eau de 5,6 (Neely et coll. 1974).

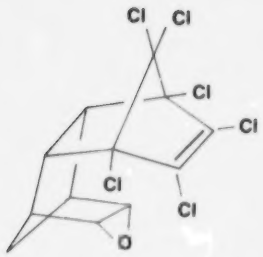


Figure 6-25. Endrine.

On dispose de très peu de données sur le devenir de l'endrine dans l'environnement aquatique. L'hydrolyse ne semble pas jouer un rôle important; on a récupéré 100 % de l'endrine dans un échantillon d'eau brute de rivière après 8 semaines (Eichelberger et Lichtenberg 1971). On ne dispose d'aucune donnée sur la sorption et la volatilisation de l'endrine dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979).

On a signalé qu'il y avait photolyse de l'endrine à l'état solide et dans des solutions non aqueuses (Fujita et coll. 1969; Burton et Pollard 1974). Cependant, on ne dispose d'aucune étude ayant trait aux systèmes aquatiques (U.S. EPA 1979).

La bioaccumulation est, semble-t-il, un processus important en ce qui concerne le devenir de l'endrine en milieu aquatique; d'après des études sur des microcosmes, les facteurs de bioconcentration seraient de 10^3-10^4 pour les espèces aquatiques (Metcalf et coll. 1973). On a mesuré le facteur de bioconcentration à l'état d'équilibre pour plusieurs organismes d'eau douce, y compris les algues (122-140), les moules (3000) et les poissons (1640-15 000) (U.S. EPA 1980). Cependant, les demi-vies biologiques sont relativement courtes si on les compare à celles de pesticides chlorés comme le DDT; on a signalé des valeurs de 1-2 semaines (Jackson 1976).

L'endrine était biotransformée au cours d'études sur des isolats microbiens et sur des microcosmes. Vingt-cinq isolats microbiens provenant du sol pouvaient transformer l'endrine en solution, le principal produit formé étant la γ-céto endrine, avec un rendement de 5-95 % (Matsumura et coll. 1971). L'endrine était biotransformée (23 %) dans la phase terrestre d'un microcosme terrestre-aquatique (Metcalf et coll. 1973). Des boues résiduaires anaérobies transformaient aussi l'endrine; la moitié de ce composé réagissait en 5-14 j (Hill et McCarty 1967).

6.3.15.4.7.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Agriculture Canada. 1985. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/85.

Burton, W.B. et G.E. Pollard. 1974. Rate of photochemical isomerization of endrin in sunlight. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 12: 113-116.

Eichelberger, J.W. et J.J. Lichtenberg. 1971. Persistence of pesticides in river water. Environ. Sci. Technol. 5: 541-544.

Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Canada-Ontario Review Board, Ottawa.

Fujita, M., A. Ishii et Y. Sakagami. 1969. Photodecomposition of endrin. J. Hyg. Chem. 15: 9-12. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Hill, D.W. et P.L. McCarty. 1967. Anaerobic degradation of selected chlorinated hydrocarbon pesticides. J. Water Pollut. Control Fed. 39: 1259-1277.

Jackson, G.A. 1976. Biologic half-life of endrin in channel catfish tissues. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 16: 505-507.

Martin, H. 1972. Pesticide Manual. 3rd edition. British Crop Protection Council, Worcester, England.

Matsumura, F., V.G. Khanvilkar, K.C. Patil et G.M. Boush. 1971. Metabolism of endrin by certain soil microorganisms. J. Agric. Food Chem. 19: 27-31.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Pesticides. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 42-54.

Metcalf, R.L., I.P. Kapoor, P.-Y. Lu, C.K. Schuth et P. Sherman. 1973. Model ecosystem studies of the environmental fate of six organochlorine pesticides. Environ. Health Perspect. 4: 35-44.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Neely, W.B., D.R. Branson et G.E. Blau. 1974. Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environ. Sci. Technol. 8: 1113-1115.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

U.S. EPA. 1979. Endrin and endrin aldehyde. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 28-1 à 28-11.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Endrin. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-047.

Weil, L., G. Dure et K.L. Quentin. 1974. Solubility in water of insecticide chlorinated hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in view of water pollution. Z. Wasser Abwasser Forsch. 7: 169-175. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 235.

6.3.15.4.8 Epoxyheptachlore

6.3.15.4.8.1 Utilisations et production

L'époxyheptachlore est utlisé pour lutter contre divers insectes et larves d'insectes. Au Canada, l'époxyheptachlore n'est pas enregistré comme pesticide (Agriculture Canada 1984). Il n'y a aucune donnée disponible sur les importations de ce produit.

6.3.15.4.8.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La présence d'époxyheptachlore dans l'environnement aquatique est directement reliée à sa fabrication ou à son utilisation comme pesticide. Ce composé peut pénétrer dans

Tableau 6-143. Concentrations d'époxyheptachlore dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($ng \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	ND[2]-5	458	Avant 1980
Ouest	ND	3704	1980-1985
Centre	ND	327	1980-1985
Atlantique	ND	42	1980-1985

[1] Limite de détection = 1 $rg \cdot L^{-1}$.
[2] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

Tableau 6-144. Concentrations d'époxyheptachlore dans les eaux de surface aux prises d'eau d'installations d'épuration et dans le cours supérieur de la rivière Niagara, en 1979 et 1980

Endroit	Année	Nombre total d'échantillons	Nombre d'échantillons renfermant des concentrations décelables	Concentration ($ng \cdot L^{-1}$)
Niagara-on-the-Lake	1979	7	1	ND[1]-10
	1980	12	1	ND-8
Niagara Falls	1979	7	0	ND
	1980	11	2	ND-2
Fort Erié	1979	7	0	ND
	1980	11	2	ND-14
St. Catharines	1980	5	0	ND

[1] ND = non décelable; limite de détection = 1 $ng \cdot L^{-1}$.

Source: Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981.

l'environnement aquatique par dérive du nuage pulvérisé de la zone visée, par ruissellement, par percolation et ruissellement souterrain dans des sols traités, par négligence au moment de l'application, par déversement accidentel et par rejet avec les eaux d'égout et les effluents industriels (McNeely et coll. 1980). L'époxyheptachlore peut également être formé par époxydation de l'heptachlore (U.S. EPA 1979).

Au cours d'une étude effectuée en 1980-1981 sur les différents contaminants présents dans les effluents industriels déversés dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario), on n'a observé aucune concentration décelable d'époxyheptachlore (limite de détection = 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans 15 échantillons (Environnement Canada 1984).

6.3.15.4.8.3 Concentrations dans l'environnement

On a signalé les concentrations d'époxyheptachlore dans les eaux de surface de plusieurs régions au Canada. Ces concentrations sont présentées au tableau 6-143. Les concentrations d'époxyheptachlore dans les eaux brutes aux prises d'eau d'installations d'épuration et dans les eaux du cours supérieur de la rivière Niagara en 1979 et en 1980 sont présentées au tableau 6-144. En outre, au cours d'études effectuées en 1979 et en 1980 sur les contaminants dans les eaux traitées aux prises d'eau d'installations d'épuration de trois villes situées sur la rivière Niagara, on a décelé 1 $ng \cdot L^{-1}$ d'époxyheptachlore (limite de détection) dans 2 des 29 échantillons prélevés (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

6.3.15.4.8.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'époxyheptachlore, ou 1,4,5,6,7,8,8-heptachloro-2,3-époxy-3a,4,7,7a-tétrahydro-4,7-méthanoindène, a une solubilité dans l'eau de 0,35 $mg \cdot L^{-1}$ (Park et Bruce 1968). Il existe deux isomères de ce composé. La structure indiquée à la figure 6-26 est celle de l'isomère toxique qui est probablement le principal isomère (Singh 1969).

L'époxyheptachlore résiste généralement aux transformations chimiques et biologiques dans l'environnement aquatique; sa demi-vie prévue est de plusieurs années (U.S. EPA 1979).

L'hydrolyse n'est pas, semble-t-il, un processus important d'élimination de l'époxyheptachlore; des solutions de ce produit restaient pratiquement inchangées après trois semaines dans des échantillons d'eau de rivière maintenus à pH 7,3-8 et à la température ambiante (Eichelberger et Lichtenberg 1971). Il y a photolyse en phase solide et en solution non aqueuse, mais elle ne constitue pas, prévoit-on, un processus important en milieu aquatique. On ne dispose d'aucune donnée sur la volatilisation (U.S. EPA 1979), même si l'on a trouvé de l'époxyheptachlore dans des échantillons d'eau de pluie (Strachan 1985).

La sorption de l'époxyheptachlore ne semble pas importante. On a signalé des coefficients de sorption variant d'environ 200 à 700 pour les acides humiques, les sols et les argiles (Hill et McCarty 1967; Weil et coll. 1973).

Les facteurs de bioconcentration sont de 60-15 200 chez plusieurs bactéries (Grimes et Morrison 1975). Au cours d'études sur des microcosmes terrestres-aquatiques, on a mesuré des facteurs de bioconcentration de 10^3-10^4 (Park et Bruce 1968). L'époxyheptachlore a une demi-vie biologique supérieure à 28 j chez le poisson rouge (*Carassius auratus*) (Feroz et Khan 1979).

Au cours d'études sur des microcosmes, on a constaté que l'époxyheptachlore résistait à la biotransformation (Lu et coll. 1975) et était lentement dégradé dans des boues résiduaires anaérobies (perte de 50 % en 60 j) (Hill et McCarty 1967). La biotransformation est vraisemblablement un processus mineur dans l'environnement aquatique, et il est probable que l'époxyheptachlore demeure intact avec une demi-vie s'approchant de plusieurs années (U.S. EPA 1979).

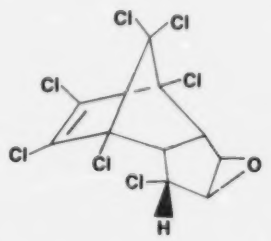


Figure 6-26. Epoxyheptachlore.

6.3.15.4.8.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Eichelberger, J.W. et J.J. Lichtenberg. 1971. Persistence of pesticides in river water. Environ. Sci. Technol. 5: 541-544.

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Canada-Ontario Review Board, Ottawa.

Feroz, M. et M.A.Q. Khan. 1979. Metabolism of ^{14}C-heptachlor in goldfish (*Carassius auratus*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 8: 519-531.

Grimes, D.J. et S.M. Morrison. 1975. Bacterial bioconcentration of chlorinated hydrocarbon insecticides from aqueous systems. Microb. Ecol. 2: 43-59. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Hill, D.W. et P.L. McCarty. 1967. Anaerobic degradation of selected chlorinated hydrocarbon pesticides. J. Water Pollut. Control Fed. 39: 1259-1277.

Lu, P.-Y., R.L. Metcalf, A.S. Hirwe et J.W. Williams. 1975. Evaluation of environmental distribution and fate of hexachlorocyclopentadiene, chlordane, heptachlor and heptachlor epoxide in a laboratory model ecosystem. J. Agric. Food Chem. 23: 967-973.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Pesticides. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 42-54.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Park, K.S. et W.N. Bruce. 1968. The determination of the water solubility of aldrin, dieldrin, heptachlor and heptachlor epoxide. J. Econ. Entomol. 61: 770-774. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Singh, J. 1969. Conversion of heptachlor to its epoxide. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 4: 77-79.

Strachan, W.M.J. 1985. Communication personnelle. Division des contaminants environnementaux, Institut national de recherches sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

U.S. EPA. 1979. Heptachlor epoxide. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 30-1 à 30-9.

Weil, L., G. Dure et K.E. Quentin. 1973. Adsorption of chlorinated hydrocarbons to organic particles and soils. Z. Wasser Abwasser Forsch. 6: 107-112. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

6.3.15.4.9 Heptachlore

6.3.15.4.9.1 Utilisations et production

L'heptachlore est utilisé pour lutter contre divers insectes et larves d'insectes, notamment les fourmis, les vers-gris, les asticots, les termites, les thrips, les charançons et les vers fil-de-fer. L'heptachlore, qui est un insecticide de contact et d'ingestion à action non systématique, est également utilisé pour exterminer les insectes et les ravageurs domestiques de l'homme et des animaux domestiques (Worthing 1983).

Une seule compagnie est autorisée à commercialiser l'heptachlore au Canada. Le produit commercialisé a un usage restreint, et le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique exige un permis d'utilisation pour ce produit dans cette province. Au Canada, l'heptachlore est enregistré pour lutter contre les mouches des narcisses (Agriculture Canada 1985).

En 1981, 1982 et 1983, le Canada a importé 8, 2 et 1 t respectivement d'heptachlore sous forme de préparation (Statistique Canada 1983, 1984).

6.3.15.4.9.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La presence d'heptachlore dans l'environnement aquatique est directement reliée à sa fabrication ou à son utilisation comme pesticide. L'heptachlore peut pénétrer dans l'environnement aquatique par dérive du nuage pulvérisé de la zone visée, par ruissellement, par percolation et ruissellement souterrain dans les sols traités, par négligence, au moment de l'application, par déversement accidentel et par rejet avec les eaux d'égout et les effluents industriels (McNeely et coll. 1980).

En 1979 et 1980, des études sur les contaminants présents dans les eaux traitées aux prises d'eau d'installations d'épuration de trois villes situées le long de la rivière Niagara n'ont pas révélé d'heptachlore (limite de détection = 1 ng·L^{-1}) dans les 29 échantillons prélevés (Environnement Canada 1984). Aucune concentration décelable d'heptachlore (limite de détection = 0,5 µg·L^{-1}) n'a été observée dans 15 échantillons au cours d'une étude effectuée en 1980-1981 sur les divers contaminants des effluents industriels rejetés dans le fleuve Saint-Laurent à Cornwall (Ontario) (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

6.3.15.4.9.3 Concentrations dans l'environnement

La présence d'heptachlore dans les eaux de surface au Canada a été signalée dans plusieurs régions. Les concentrations sont présentées au tableau 6-145. Au cours d'une étude effectuée en 1979 et 1980, ce composé n'a pas été décelé dans les 60 échantillons d'eau de surface prélevés à proximité de quatre villes situées sur la rivière Niagara (Environnement Canada 1984).

6.3.15.4.9.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'heptachlore, ou 1,4,5,6,7,8,8-hexachloro-3a,4,7,7a-tétrahydro-4,7-méthanoindène, a une solubilité dans l'eau de 0,056 mg·L^{-1} à 25-29 °C (Park et Bruce 1968) et une pression

Tableau 6-145. Concentrations d'heptachlore dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] (ng·L^{-1})	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	ND[2]-5	457	Avant 1980
Ouest	ND	1496	1980-1985
Centre	ND-3	315	1980-1985
Atlantique	ND	42	1980-1985

[1] Limite de détection = 1 ng·L^{-1}.
[2] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

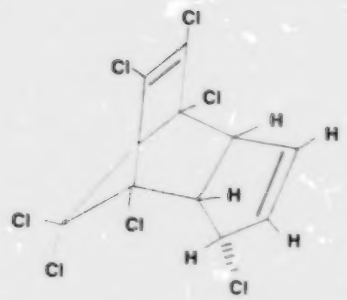


Figure 6-27. Heptachlore.

de vapeur de 0.04 Pa à 25 °C (Martin 1972). Le mélange de qualité technique contient environ 71 % d'heptachlore (figure 6-27) et 29 % de composés apparentés (Ashworth et coll. 1970).

L'hydrolyse, la sorption, la bioaccumulation et la biotransformation sont, semble-t-il, les principaux processus régissant le devenir de l'heptachlore en milieu aquatique (U.S. EPA 1979).

Le principal processus qui détermine le devenir de l'heptachlore dans l'environnement est l'hydrolyse en 1-hydroxychlordène, la demi-vie étant alors d'environ 1-3 j. Le 1-hydroxychlordène est ensuite transformé en époxyde de 1-hydroxy-2,3-chlordène (U.S. EPA 1979). La demi-vie de l'heptachlore dans de l'eau distillée non tamponnée à 30 °C est de 23 h. L'élimination de l'heptachlore, qui est accompagnée de la formation de 1-hydroxychlordène, était complète en 2 semaines dans un échantillon d'eau de rivière maintenu à la température ambiante (Eichelberger et Lichtenberg 1971).

La sorption semble jouer un rôle important dans le devenir de l'heptachlore en milieu aquatique. Les coefficients de sorption étaient de 10^5-10^6 pour différentes argiles comme la montmorillonite, l'illite, la kaolinite et la léonardite, et pour les acides humiques (Huang et Liao 1970; Huang 1971).

Vu l'insuffisance de données, il est impossible de déterminer si la photolyse est un processus important. On a démontré qu'il y a photolyse de l'heptachlore adsorbé sur des phases solides dissoutes dans des solvants non aqueux (U.S. EPA 1979). La photolyse du produit solide donne de l'époxyheptachlore (Ehmann 1976), mais on ne prévoit pas qu'il y ait formation de l'époxyde au cours des réactions photolytiques possibles en phase aqueuse (U.S. EPA 1979). Les données actuelles sont insuffisantes pour déterminer de façon quantitative l'importance de la volatilisation de l'heptachlore dans l'environnement aquatique. Cependant, ce processus peut être important, car la pression de vapeur de l'heptachlore est relativement faible par rapport à celle des autres insecticides cyclodiéniques (U.S. EPA 1979).

On a signalé qu'il y a bioaccumulation d'heptachlore dans différents organismes aquatiques; les facteurs de bioconcentration sont de l'ordre de 10^4 (Lu et coll. 1975). La demi-vie biologique était d'environ 28 j dans le cas de ^{14}C-heptachlore injecté dans des poissons rouges (*Carassius auratus*) (Feroz et Khan 1979). Selon certains rapports, la biotransformation de l'heptachlore par oxydation donne de l'époxyheptachlore; par contre, on obtient du chlordène lorsqu'elle procède par réduction. Cependant, l'hydrolyse abiotique de l'heptachlore en solution est plus rapide que la biotransformation et c'est le produit d'hydrolyse qui est alors époxyé biologiquement. On a décelé de l'époxyheptachlore dans l'environnement aquatique, mais ce composé ne semble pas être un important produit de dégradation de l'heptachlore en milieu aquatique (voir la section 6.3.15.4.8) (U.S. EPA 1979).

6.3.15.4.9.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1985. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP 85.

Ashworth, R. de B., J. Henriet et J.F. Lovett. 1970. CIPAC Handbook. Vol. 1. Analysis of Technical and Formulated Pesticides. G.R. Raw (ed.). Collaborative International Pesticides Analytical Council Ltd., W. Heffer and Sons Ltd., Cambridge, England. 1079 pp.

Ehmann, J.L. 1976. A Model System: The Photochemical Interaction of Heptachlor and Selected Epicuticular Wax Components of the Tomato Fruit and Pear Leaf. Ph.D. Thesis, Michigan State University. University Microfilm, Ann Arbor, Michigan, No. 70-18, 615. (Diss. Abstr. Int. B 1976, 37(2): 597-598.) 102 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Eichelberger, J.W. et J.J. Lichtenberg. 1971. Persistence of pesticides in river water. Environ. Sci. Technol. 5: 541-544.

Environnement Canada. 1984. 1980-1981 Cornwall Industrial Survey. Draft. Division de la lutte contre la pollution, Service de la protection de l'environnement – région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Environnement Canada Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Canada-Ontario Review Board, Ottawa.

Feroz, M. et M.A.Q. Khan. 1979. Metabolism of ^{14}C-heptachlor in goldfish (*Carassius auratus*). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 8: 519-531.

Huang, J.-C. 1971. Effect of selected factors on pesticide sorption and desorption in the aquatic system. J. Water Pollut. Control Fed. 43: 1739-1748.

Huang, J.-C. et C.-S. Liao. 1970. Adsorption of pesticides by clay minerals. J. Sanit. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng. 96(SAS): 1057-1078. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Lu, P.-Y. R.L. Metcalf, A.S. Hirwe et J.W. Williams. 1975. Evaluation of environmental distribution and fate of hexachlorocyclopentadiene, chlordene, heptachlor and heptachlor epoxide in a laboratory model ecosystem. J. Agric. Food Chem. 23: 967-973.

Martin, H. 1972. Pesticide Manual. 3rd edition. British Crop Protection Council, Worcester, England. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Pesticides. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 42-54.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Park, K.S. et W.N. Bruce. 1968. The determination of the water solubility of aldrin, dieldrin, heptachlor and heptachlor epoxide. J. Econ. Entomol. 61: 770-774. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

U.S. EPA. 1979. Heptachlor. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 29-1 à 29-17.

Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 306.

6.3.15.4.10 Hexachlorocyclohexanes

6.3.15.4.10.1 Utilisations et production

L'hexachlorure de benzène (BHC) est le nom couramment utilisé pour décrire le mélange des stéréo-isomères du 1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane (HCH). L'isomère γ, qu'on appelle lindane, est le seul isomère de l'hexachlorocyclohexane possédant une activité insecticide importante (NAS 1977; Gummer 1981; Fuchs et Schröder 1983).

Le BHC (de qualité technique) est un mélange des huit isomères possibles correspondant aux différents arrangements spatiaux des six atomes de chlore sur la forme *trans* du cyclohexane. Le BHC est constitué d'environ 65 % de l'isomère α, de 11 % de l'isomère β, de 13-14 % de l'isomère γ, de 8-9 % de l'isomère δ et de 1 % de l'isomère ε. L'isomère possédant le plus faible point de fusion (soit 112,8 °C) s'appelle isomère γ (Melnikov 1971a, b; NAS 1977). Comme le γ-BHC (lindane) est l'ingrédient actif du BHC de qualité technique (Hardie 1972), l'utilisation commerciale de ce dernier est maintenant limitée, sauf comme matière première à partir de laquelle on extrait l'isomère γ purifié (U.S. EPA 1980).

Le γ-BHC (lindane) est utlisé à des fins domestiques et commerciales pour lutter contre les insectes, dans de nombreuses applications agricoles et sylvicoles, dans les préparations pour bains insecticides, dans les préparations à pulvériser et dans les préparations en poudre destinées au bétail et aux animaux domestiques (NAS 1975, 1977). Le lindane est homologué au Canada pour lutter contre les tiques et les mouches du bétail, pour traiter les semences infestées par les vers fil-de-fer, pour lutter contre les infestations du bois non débité stocké par l'industrie forestière, et contre les punaises de lit dans le domaine de l'extermination. On emploie également ce composé sur les arbres des pépinières destinées à la reproduction, comme traitement des sols et traitement antipuces dans les fourrières, ainsi que dans les bâtiments de ferme (pulvérisation sur les murs) et dans les entrepôts où l'on ne stocke pas de nourriture (Gummer 1981).

On ne fabrique pas de lindane au Canada (Agriculture Canada 1984). Le tableau 6-146 donne la liste des importations de lindane au Canada sous forme de préparation pesticide (commercialisée sous le nom d'Hexachlore) et contenu dans un mélange d'isomères de l'hexachlorocyclohexane (Statistique Canada 1983, 1984).

Le lindane est aussi connu sous d'autres noms: gamma-BHC*; gamma-HCH*; gamma-BHC pour le lindane contenant un minimum de 99 % du produit actif; γ-lindane; γ-hexachlorure de benzène*; Hexachlore; ENT7796; Aparasin; Aphtiria; Gammalin; Gamene; Gamiso; Gammexane*; Gexane; Jacutin; Kwell; Lindafor; Lindatox; Lorexane; Quellada; Streunex; Tri-6; Viton; 666; Lindamul; Nexit-staub; et Prodactic (U.S. EPA 1979, 1980; Windholtz et coll. 1983).

Tableau 6-146. Importations au Canada de lindane et de mélanges d'isomères d'hexachlorocyclohexane

Composé	Quantité (t)		
	1981	1982	1983
Hexachlorocyclohexane (tous les isomères)	146	106	148
Hexachlore (préparation pesticide)	3	1	—

Sources: Statistique Canada 1983, 1984.

6.3.15.4.10.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les applications directes et indirectes de lindane, le ruissellement agricole et les rejets industriels sont les principales sources de lindane dans les eaux de surface (Edwards 1973). Le transport à distance et, par conséquent, le dépôt à partir de l'atmosphère semblent être les mécanismes responsables de la présence du lindane et de ses isomères dans les eaux de surface de régions isolées au Canada (U.S. EPA 1979). Parmi les autres sources, on compte la fabrication de pâtes et de papiers, l'emballage et la fabrication de pesticides, la pulvérisation dans les bâtiments de ferme et les entrepôts ainsi que le traitement des semences (Gummer 1981).

6.3.15.4.10.3 Concentrations dans l'environnement

Au cours d'une étude sur les eaux de surface dans l'ouest du Canada pendant la période comprise entre 1971 et 1977, environ 58 % des stations échantillonnées (149 sur 258 stations) ont fait état de concentrations décelables de lindane (limite de détection = 1 $ng \cdot L^{-1}$) à une ou plusieurs reprises au cours de la période d'étude. Dans six des districts de qualité des eaux de l'ouest du Canada, on avait noté des concentrations maximales égales ou supérieures à 5 $ng \cdot L^{-1}$. La valeur la plus élevée, soit 86 $ng \cdot L^{-1}$, avait été notée dans le district de la rivière Qu'Appelle (Gummer 1981).

La concentration de lindane était moins élevée que celle de α-BHC dans les eaux de surface de l'ouest du Canada, cette dernière variant de 1 à 20 $ng \cdot L^{-1}$. On a trouvé 0,15-0,28 $mg \cdot kg^{-1}$ de α-BHC dans le poisson et la faune en Alberta (Gummer 1981).

Des 3160 échantillons prélevés dans les 333 points d'échantillonnage des eaux de surface au Canada, 748 contenaient du lindane à des concentrations variant de <1 à 310 $ng \cdot L^{-1}$ (Environnement Canada 1977). La concentration la plus élevée décelée au Canada dans de l'eau du robinet était de 5 $ng \cdot L^{-1}$ à Sherbrooke (I.-P.-E.) (NAQUADAT 1977). Les concentrations de lindane et de α-BHC dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-147.

6.3.15.4.10.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le lindane, isomère γ du 1,2,3,4,5,6-hexachlorocyclohexane (figure 6-28), est considéré comme le plus important des stéréo-isomères du cyclohexane en ce qui concerne son utilisation comme insecticide. Le lindane a une solubilité dans l'eau qui varie d'environ 2 $mg \cdot L^{-1}$ à 15 °C, à 8 $mg \cdot L^{-1}$ à

* Noms de produits enregistrés au Canada (Statistique Canada 1983, 1984; Agriculture Canada 1984).

Tableau 6-147. Concentrations de lindane et d'α-BHC dans les eaux de surface au Canada

Isomère du BHC	Région	Concentration[1] ($ng \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Lindane	Pacifique	0,7-13	465	Avant 1980
	Ouest	1-8	1351	1980-1981
	Centre	0,4-7	325	1980-1983
	Atlantique	1-5	42	1980-1984
α-BHC	Pacifique	1-6	119	Avant 1980
	Ouest	1-20	1344	1980-1982
	Centre	0,4-28	331	1980-1983
	Atlantique	1-10	66	1980-1984

[1] Limite de détection = 1 $ng \cdot L^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

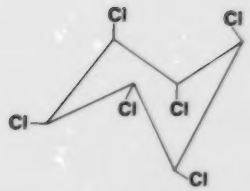


Figure 6-28. γ-Hexachlorocyclohexane (lindane).

25 °C; sa pression de vapeur varie de 0,02-0,04 Pa (U.S. EPA 1979) à 1,9 Pa (Melnikov 1971a). L'isomère α de l'hexachlorocyclohexane (α-BHC) a une solubilité dans l'eau de 10 $mg \cdot L^{-1}$ et une pression de vapeur de 8 Pa, tandis que l'isomère β (β-BHC) a une solubilité dans l'eau de 5 $mg \cdot L^{-1}$ et une pression de vapeur de 22,7 Pa (Melnikov 1971a).

La plupart des études révèlent que le lindane est relativement stable dans l'eau (U.S. EPA 1979, 1980). La sorption sur les sédiments en suspension et sur le biote n'est pas importante, et la plupart du lindane reste dans l'eau pendant des périodes prolongées (Hamelick et Waybrant 1976). Même si elle n'est pas le principal mécanisme d'élimination, la sorption peut, en fin de compte, transporter du lindane sur des sédiments où il peut alors être transformé (U.S. EPA 1979).

Etant donné la structure saturée du lindane, l'absorption dans l'ultraviolet au-dessus de 290 nm devrait être faible sinon nulle. La photolyse en milieu aquatique est incertaine, et les données dont on dispose sont insuffisantes pour déterminer s'il s'agit là d'un mécanisme important d'élimination (U.S. EPA 1979). On estime que la volatilisation est un processus d'élimination relativement mineur dans le cas du lindane, car la valeur calculée de sa demi-vie correspondant à la volatilisation est de 200 j (Mackay et Leinonen 1975).

Le lindane peut être transformé biologiquement, sa demi-vie variant alors de plusieurs jours à plus d'une année, lorsqu'on l'introduit dans des milieux aquatiques biologiquement actifs. Les processus anaérobies dans les sédiments sont, semble-t-il, plus efficaces que les processus aérobies, les principaux produits de biodégradation étant les penta- et les tétrachlorocyclohexanes (U.S. EPA 1979).

Le lindane peut être bioaccumulé dans les organismes aquatiques (la valeur calculée du log du coefficient de partage octanol/eau à 25 °C est de 3,72) (Kurihara et coll. 1973). Malgré le peu de données fiables, on a signalé des facteurs de bioconcentration inférieurs à 10^2 pour les invertébrés aquatiques et de 10^2 pour le poisson (Metcalf et coll. 1973; Sanborn 1974; Hamelick et Waybrant 1976; Kenaga 1980). Le lindane semble être éliminé rapidement dès que l'exposition continue cesse. Par exemple, on a trouvé des demi-vies inférieures à 2 j pour la dépuration du lindane par le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) (Rodgers et coll. 1983).

6.3.15.4.10.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Edwards, C.A. 1973. Persistent Pesticides in the Environment. CRC Press, Cleveland, Ohio. (Mentionnée dans Gummer 1981.)

Environnement Canada. 1977. Qualité des eaux de surface du Canada – un aperçu. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Fuchs, R.A. et R. Schröder. 1983. Agents for control of animal pests. *Dans* Chemistry of Pesticides. K.H. Büchel (ed.). John Wiley & Sons, New York. pp. 9-226.

Gummer, W.D. 1981. Contrôle des pesticides dans les provinces des Prairies. Direction de la qualité des eaux – Région de l'Ouest et du Nord. Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Regina (Saskatchewan). Rapport d'interprétation de la qualité des eaux nº 4.

Hamelick, J.L. et R.C. Waybrant. 1976. DDE and lindane in a large-scale model lentic ecosystem. Trans. Am. Fish. Soc. 105: 124-134.

Hardie, D.W.F. (ed.). 1972. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. Interscience Publ., Inc., New York. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

Kenaga, E.E. 1980. Correlation of bioconcentration factors of chemicals in aquatic and terrestrial organisms with their physical and chemical properties. Environ. Sci. Technol. 14: 553-556.

Kurihara, N., M. Uchida, T. Fujita et M. Nakajima. 1973. Studies on BHC isomers and related compounds. V. Some physiochemical properties of BHC isomers. Pestic. Biochem. Physiol. 2: 383-390.

Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9: 1178-1180.

Melnikov, N.N. 1971a. Halogen derivatives of alicyclic hydrocarbons. Residue Rev. 36: 42-66. (Mentionnée dans NAS 1977.)

Melnikov, N.N. 1971b. Chemistry of pesticides. Residue Rev. 36: 371-372. (Mentionnée dans NAS 1977.)

Metcalf, R.L., I.P. Kapoor, P.-Y. Lu, C.K. Schuth et P. Sherman. 1973. Model ecosystem studies of the chemical fate of six organochlorine pesticides. Environ. Health Perspect. 4: 35-44.

NAQUADAT. 1977. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1975. Pest Control: An Assessment of Present and Alternative Technologies. Vol. I. Contemporary Pest Control Practices and Prospects: The Report of the Executive Committee. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 506 pp. (Mentionnée dans NAS 1977.)

NAS. 1977. Drinking Water and Health. Safe Drinking Water Committee, National Academy of Sciences. U.S. National Research Council, Washington, D.C. 939 pp.

Rodgers, J.H., K.L. Dickson and M.J. DeFoer. 1983. Bioconcentration of lindane and naphthalene in bluegills (*Lepomis macrochirus*). *Dans* 9th Symp. Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. W.E. Bishop, R.D. Cardwell and B.B. Heidolph (eds.). American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania. ASTM STP 802. pp. 300-311.

Sanborn, J.R. 1974. The Fate of Select Pesticides in the Aquatic Environment. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-660/3-74-025. 83 pp.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

U.S. EPA. 1979. γ-Hexachlorocyclohexane (lindane). *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 32-1 à 32-16.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Hexachlorocyclohexane. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-054.

Windholtz, M., S. Budavari, R.F. Blumetti et E.S. Otterbein (eds.). 1983. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs and Biologicals. 10th edition. Merck and Co., Inc., Rahway, New Jersey.

6.3.15.4.11 Méthoxychlore

6.3.15.4.11.1 Utilisations et production

Le méthoxychlore est utilisé pour lutter contre les larves de mouches noires dans les cours d'eau des régions septentrionales et méridionales du Canada, contre le vecteur de la maladie hollandaise de l'orme et contre les mouches qui s'attaquent aux animaux d'élevage. Ce produit est également utilisé dans les maisons et les jardins; de plus, il est enregistré pour utilisation sur pratiquement tous les fruits et tous les légumes et sur diverses céréales (CNRC 1976; NAS 1977).

En 1971, 1972 et 1973, 122 t, 80,1 t et 32,2 t respectivement de méthoxychlore ont été vendues au Canada (CNRC 1976). On ne dispose d'aucun chiffre sur les ventes récentes de ce composé. En 1981, 11 t de méthoxychlore ont été importées au Canada. En 1981 et 1982, on a importé au Canada 8 et 5 t respectivement de méthoxychlore sous forme de préparation (Statistique Canada 1983). Au Canada, le méthoxychlore est également connu sous le nom de Marlate (Agriculture Canada 1984).

6.3.15.4.11.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le méthoxychlore peut pénétrer dans l'environnement aquatique lors de traitements directs pour lutter contre les mouches, par dérive de nuage pulvérisé de la zone visée lors du traitement de zones agricoles adjacentes, ou par ruissellement dans des régions traitées. On a constaté que ce composé était fortement adsorbé sur les sols traités. Cette adsorption et la faible solubilité dans l'eau indiqueraient que ce produit a tendance à rester dans le sol ou les sédiments d'un système aquatique (CNRC 1976).

Tableau 6-148. Concentrations de méthoxychlore dans les eaux de surface et les sédiments au Canada

Région	Concentration ($ng \cdot L^{-1}$ ou $ng \cdot g^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique			
Eaux de surface	<0,7[1]-12	458	Avant 1980
Ouest			
Eaux de surface	<10[1]	1291	1980-1985
Centre			
Eaux de surface	0,4[1]-10	303	1980-1985
Sédiments lacustres	<50[2]	12	1982
Atlantique			
Eaux de surface	<10[1]	41	1980-1985
Sédiments lacustres/ fluviatiles	<50[2]	2	1980

[1] Limite de détection = 10 $ng \cdot L^{-1}$.
[2] Limite de détection = 10 $ng \cdot kg^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

6.3.15.4.11.3 Concentrations dans l'environnement

Peu de rapports font état de la contamination du milieu aquatique par le méthoxychlore, et dans la plupart des cas, il y avait eu application directement dans l'environnement aquatique. Le seul rapport portant sur la contamination indirecte de l'eau par le méthoxychlore signalait des concentrations atteignant parfois 5,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans le bassin hydrographique du lac Utah, au moment du traitement par pulvérisation de zones adjacentes (Bradshaw et coll. 1972). L'eau et les sédiments des cours d'eau dans lesquels on avait intentionnellement pulvérisé du méthoxychlore présentaient au départ des concentrations élevées (300 $\mu g \cdot L^{-1}$), qui ont ensuite diminué rapidement (1-20 h) jusqu'à des valeurs non décelables (Charnetski et coll. 1980). Les résidus dans les poissons de ces cours d'eau se comportaient de la même façon (Lockhart et coll. 1977). Les concentrations de méthoxychlore dans les eaux de surface et les sédiments au Canada sont présentées au tableau 6-148.

Le méthoxychlore n'est pas décelable dans les eaux des Grands lacs; cependant, on a montré que les poissons et d'autres organismes en contiennent des traces et que le phytoplancton des lacs Erié et Ontario peut présenter des concentrations très élevées de ce produit (23-71 $\mu g \cdot kg^{-1}$) (Environnement Canada 1973). Le méthoxychlore est un constituant important à base de carbone organique présent dans l'eau de pluie de la région du lac Supérieur; sa concentration moyenne est de 2,4 $ng \cdot L^{-1}$ (Strachan 1985).

6.3.15.4.11.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les préparations techniques de méthoxychlore, ou 1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-méthoxyphényl)éthane, contiennent environ 93 % de l'isomère *p,p'* (voir la figure 6-29) (Lamoureux et Feil 1980). Le méthoxychlore a une faible pression de vapeur et une solubilité dans l'eau de 0,26 $mg \cdot L^{-1}$ (Kapoor et coll. 1970). Cependant, on ne dispose guère de données spécifi-

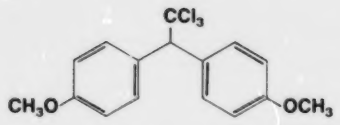


Figure 6-29. *p,p'*-Méthoxychlore.

ques sur les processus régissant le devenir de ce composé dans l'environnement aquatique (CNRC 1976).

L'hydrolyse n'est pas un processus important, semble-t-il; on a signalé des demi-vies d'environ une année (Wolfe et coll. 1977). La photolyse directe est également négligeable en milieu aqueux en présence de lumière solaire d'intensité normale. Dans l'eau distillée, le méthoxychlore est photodégradé lentement, avec une demi-vie d'environ 12-13 j. Dans de l'eau distillée contenant des matières organiques solubles comme des acides humiques, la photolyse par la lumière solaire est plus rapide; une demi-vie d'environ 7 h a été observée (Zepp et coll. 1976). Ainsi, les processus photolytiques de sensibilisation peuvent jouer un rôle dans l'élimination du méthoxychlore de l'eau. La volatilisation n'est pas, prévoit-on, un processus d'élimination important (CNRC 1976), mais elle pourrait se produire, car on a décelé du méthoxychlore dans l'eau de pluie (Strachan 1985).

La sorption sur des sédiments en suspension et des sédiments de fond est probablement le principal processus d'élimination du méthoxychlore de l'eau. Comme la valeur calculée du coefficient de partage octanol/eau est élevée ($\sim 10^5$) (Karickhoff 1980), une fraction importante du méthoxychlore dans l'environnement aquatique serait adsorbée, prévoit-on, sur des matières organiques. Environ 50 % du méthoxychlore décelé dans des échantillons prélevés dans la rivière Saskatchewan était associé à des sédiments en suspension (Fredeen et coll. 1975).

Peu de données indiquent que la dégradation microbienne joue un rôle important dans l'élimination du méthoxychlore présent dans l'environnement aquatique. Au cours d'une étude réalisée en laboratoire dans des conditions anaérobies, environ 75 % du méthoxychlore était dégradé en 5 j par *Aerobacter aerogenes*; cependant, seulement 10 % était dégradé en conditions aérobies (Mendel et coll. 1967). Le méthoxychlore n'est pas métabolisé rapidement par certains invertébrés (notamment les insectes et les mollusques) et par certaines plantes dans l'environnement aquatique, indiquant ainsi qu'il y a risque de bioaccumulation (Reinbold et coll. 1971; CNRC 1976). On a décelé des concentrations élevées de méthoxychlore dans le phytoplancton des Grands lacs (Environnement Canada 1973). Cependant, les faibles facteurs de bioconcentration mesurés chez les organismes supérieurs, dont le poisson (Kenaga 1980), indiquent que le potentiel de bioaccumulation est peu élevé. Comme la plupart des animaux supérieurs peuvent métaboliser le méthoxychlore, la bioamplification ne devrait pas être importante (CNRC 1976; NAS 1977). Les métabolites produits dans de telles conditions, toutefois, ne sont pas bien caractérisés; il est donc impossible d'évaluer leur importance environnementale (Strachan 1985).

6.3.15.4.11.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Bradshaw, J.S., E.L. Loveridge, K.P. Rippee, J.L. Peterson, D.A. White, J.R. Barton et D.K. Fuhriman. 1972. Pesticides in water. Seasonal variations in residues of chlorinated hydrocarbon pesticides in the water of the Utah Lake drainage system – 1970 and 1971. Pestic. Monit. J. 6: 166-170. (Mentionnée dans CNRC 1976.)

Charnetski, W.A., K.R. Depner et S. Beltaos. 1980. Distribution and persistence of methoxychlor in Athabaska River water. *Dans* Control of Black Flies in the Athabaska River. W.O. Haufe and G.C.R. Croome (eds.). Alberta Environment, Edmonton, Alberta. pp. 39-61. (Mentionnée dans CNRC 1984.)

CNRC. 1976. Méthoxychlore: ses effets sur l'état de l'environnement. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 14103. 161 pp.

CNRC. 1984. Evaluation des effets du méthoxychlore dans les milieux lotiques. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 20646. 144 pp.

Environment Canada. 1973. Pesticides Survey in Lakes Erie and Ontario, October 1973. The Interdepartmental Working Group on Pesticide Research in the Great Lakes. Environmental Quality Coordination Unit, Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario). 27 pp. (Mentionnée dans CNRC 1976.)

Fredeen, F.J.H., J.G. Saha et M.H. Balba. 1975. Residues of methoxychlor and other chlorinated hydrocarbons in water, sand and selected fauna following injections of methoxychlor black fly larvicide into the Saskatchewan River in 1972. Pestic. Monit. J. 8: 241-246. (Mentionnée dans CNRC 1984.)

Kapoor, I.P., R.L. Metcalf, R.F. Nystrom et G.K. Sangha. 1970. Comparative metabolism of methoxychlor, methiochlor, and DDT in mouse, insects, and in a model ecosystem. J. Agric. Food Chem. 18: 1145-1152. (Mentionnée dans NAS 1977.)

Karickhoff, S.W. 1980. Sorption kinetics of hydrophobic pollutants in natural sediments. *Dans* Contaminants and Sediments. Vol. 2. R.A. Baker (ed.). Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 193-206. (Mentionnée dans CNRC 1984.)

Kenaga, E.E. 1980. Correlation of bioconcentration factors of chemicals in aquatic and terrestrial organisms with their physical and chemical properties. Environ. Sci. Technol. 14: 553-556. (Mentionnée dans CNRC 1984.)

Lamoureux, C.H. et V.J. Feil. 1980. Gas chromatographic and mass spectrometric characterization of impurities in technical methoxychlor. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 63: 1007-1037. (Mentionnée dans CNRC 1984.)

Lockhart, W.L., D.A. Metner et J. Solomon. 1977. Methoxychlor residue studies in caged and wild fish from the Athabaska River, Alberta, following a single application of black fly larvicide. J. Fish. Res. Board Can. 34: 626-632.

Mendel, J.L., A.K. Klein, J.T. Chen et M.S. Walton. 1967. Metabolism of DDT and some other chlorinated organic compounds by *Aerobacter aerogenes*. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 50: 897-903. (Mentionnée dans CNRC 1984.)

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1977. Drinking Water and Health. Safe Drinking Water Committee, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C.

Reinbold, K.A., I.P. Kapoor, W.F. Childers, W.N. Bruce et R.L. Metcalf. 1971. Comparative uptake and biodegradability of DDT and methoxychlor by aquatic organisms. Ill. Nat. Hist. Surv. Bull. 30: 405-417. (Mentionnée dans NAS 1977.)

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Strachan, W.M.J. 1985. Communication personnelle. Division des contaminants environnementaux, Institut national de recherches sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ontario).
Wolfe, N.L., R.G. Zepp, D.F. Paris, G.L. Baughman et R.C. Hollis. 1977. Methoxychlor and DDT degradation in water: Rates and products. Environ. Sci. Technol. 11: 1077-1081.
Zepp, R.G., N.L. Wolfe, J.A. Gordon et R.C. Fincher. 1976. Light induced transformations of methoxychlor in aquatic systems. J. Agric. Food Chem. 24: 727-733. (Mentionnée dans CNRC 1984.)

6.3.15.4.12 Mirex

6.3.15.4.12.1 Utilisations et production

Le mirex est utilisé comme insecticide pour lutter contre différentes espèces de fourmis, notamment les fourmis ravisseuses. Ce composé est aussi utilisé, sous le nom de Déchlorane, comme ignifugeant dans les matières plastiques et comme fumigène dans les pièces pyrotechniques; il entre aussi dans la préparation de peintures antisalissures, de rodenticides, d'anti-oxydants et de compositions ablatives, anthelmintiques et lubrifiantes (Verschueren 1983).

De la quantité totale de mirex vendue jusqu'en 1975 par la Hooker Chemicals and Plastics Corporation de Niagara Falls (New York), le principal fabricant de mirex, 26 % était destinée à être utilisée comme insecticide et le reste à des fins non agricoles (CMI 1978).

Entre 1963 et 1976, 146 t de mirex ont été importées au Canada, estime-t-on. Ce produit n'a pas été utilisé comme insecticide agricole au Canada (Santé et Bien-être social Canada 1982). En 1981 et 1982, on a importé 8 et 14 t respectivement de perchloropentacyclodécane au Canada (Statistique Canada 1983).

Au Canada, le gouvernement fédéral a interdit en décembre 1978 l'importation, la fabrication et la transformation du mirex destiné à toutes les utilisations susceptibles d'entraîner la dispersion de ce produit dans l'environnement (Environnement Canada 1985).

Le mirex est connu sous d'autres noms au Canada, entre autres Déchlorane et Perchloropentacyclodécane (Environnement Canada 1985).

6.3.15.4.12.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La fabrication du mirex constitue la principale source de rejet de ce composé dans l'environnement. Les pertes en cours de fabrication éprouvées par la Hooker Chemicals and Plastics Corporation et la Armstrong Cork Corporation de Volney (New York) sont à l'origine du mirex décelé dans les sédiments du lac Ontario. On a également trouvé dans le biote du lac Ontario du képone ($C_{10}Cl_{10}O$), un produit de dégradation du mirex dans l'environnement; cependant, la contamination semble être causée par des rejets au cours de la fabrication du képone plutôt que par la dégradation du mirex (Verschueren 1983). Deux sociétés ontariennes qui utilisent le Déchlorane comme ignifugeant dans leurs produits n'ont éprouvé aucune perte dans l'environnement (Crabtree 1985). Des études effectuées en 1979 et en 1980 sur les contaminants dans les eaux traitées aux prises d'eau d'installations d'épuration de trois villes situées le long de la rivière Niagara n'ont pas décelé la présence de mirex (limite de détection = 1 ng·L^{-1}) dans les 26 échantillons prélevés (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

Tableau 6-149. Concentrations de mirex dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] (ng·L^{-1})	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Ouest	ND[2]	1352	1980-1985
Centre	ND-4	331	1980-1985
Atlantique	ND	48	1980-1985

[1] Limite de détection = 1 ng·L^{-1}.
[2] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

6.3.15.4.12.3 Concentrations dans l'environnement

On n'a pas trouvé de mirex (limite de détection = 5 ng·L^{-1}) au cours d'une étude du ministère de l'Environnement de l'Ontario sur plusieurs échantillons d'eaux brutes et d'eaux traitées provenant de différents endroits (Santé et Bien-être social Canada 1982). La concentration des résidus de mirex décelés dans des échantillons d'eau douce et d'eau de mer aux Etats-Unis était généralement égale ou inférieure à 10 ng·L^{-1} (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Deux usines américaines de fabrication et de transformation qui déversent leurs effluents dans les rivières Niagara et Oswego (New York) sont à l'origine du mirex présent dans l'écosystème du lac Ontario. La présence de mirex dans les sédiments du lac Ontario a été bien documentée (Vershueren 1983). On estime à 688 kg la quantité de mirex dans les sédiments du lac Ontario, dont 366 kg dans la région de la rivière Niagara et 224 kg dans la région de la rivière Oswego (Verschueren 1983). Les concentrations de mirex dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-149. Des études effectuées en 1979 et 1980 n'ont pas révélé la présence de mirex (limite de détection = 1 ng·L^{-1}) dans 58 échantillons prélevés dans les eaux de surface au niveau de quatre villes situées le long de la rivière Niagara (Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment 1981).

La contamination de l'environnement par le mirex s'est traduite par la présence de ce composé dans les oiseaux aquatiques et terrestres et dans leurs oeufs. La contamination des oiseaux aquatiques dans les Maritimes et des oiseaux terrestres dans les prairies et les provinces de l'est est probablement associée au fait que ces oiseaux migrent du sud-est des Etats-Unis où le mirex est utilisé comme pesticide. En 1975, on a trouvé dans les ailes de bécasses provenant de l'est du Canada des concentrations atteignant 5,54 mg·kg^{-1} de lipide; la concentration moyenne maximale signalée pour les oiseaux de l'Ontario était de 2,76 mg·kg^{-1}. La contamination des oeufs de goéland argenté est probablement associée à la présence de résidus de mirex dans les goélands adultes de la région du lac Ontario (Pêches et Environnement Canada/Santé et Bien-être social Canada 1977).

On a également décelé du mirex dans les poissons. Les espèces du lac Ontario étudiées en 1975-1976 contenaient des résidus de mirex, dont les concentrations pour la plupart

étaient inférieures à 0,1 $mg \cdot kg^{-1}$ (Pêches et Environnement Canada/Santé et Bien-être social Canada 1977).

6.3.15.4.12.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le mirex, ou le 1,1a,2,2,3,3a,4,5,5,5a,5b,6-dodécachloro-octahydro-1,3,4-méthano-1H-cyclo-buta[c,d]pentalène, est un composé-cage organique totalement chloré, dont la formule empirique est $C_{10}Cl_{12}$ et la masse moléculaire 546 (figure 6-30) (Alley 1972).

Le mirex est relativement insoluble dans l'eau (7 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans de l'eau pure à 22 °C) et possède une faible pression de vapeur (0,8 mPa à 50 °C) (Smith et coll. 1978). On a constaté qu'il était extrêmement persistant dans l'environnement (Kaiser 1978; Neely 1980), les principaux mécanismes régissant son devenir étant la sorption et la bioaccumulation. De nombreuses études sur le terrain et sur des microcosmes ont montré que la bioamplification pouvait être importante dans l'environnement aquatique (Metcalf et coll. 1973; Kaiser 1974; Kricher et coll. 1975; Tagatz 1976; Cripe et Livingston 1977).

Le mirex peut être éliminé rapidement et quantitativement de l'eau par sorption sur des matières organiques. On a mesuré, en laboratoire et sur le terrain, des coefficients de partage par sorption de 10^5. Comme ce coefficient est relativement élevé, on prévoit que l'élimination du mirex de l'eau sera importante, 93-98 % de ce composé étant associé aux sédiments dans un système aquatique (Smith et coll. 1978).

On a montré qu'en présence de lumière, le mirex subit des réactions lentes et très limitées du point de vue structural, accompagnées de la formation de photomirex ($C_{10}H_1Cl_{11}$), de dérivés dihydro et de képone ($C_{10}Cl_{10}O$) (Alley et coll. 1973, 1974a, b; Carlson et coll. 1976). Cependant, on ne dispose guère de données sur les vitesses de photolyse; on ignore donc l'importance de ces réactions dans l'environnement. Le mirex absorbe relativement peu de radiation à une longueur d'onde supérieure à 290 nm. La demi-vie du mirex exposé à la lumière solaire naturelle est d'environ un an (Smith et coll. 1978).

Dans certaines conditions, la volatilisation peut éliminer une partie du mirex de l'eau. On a estimé la demi-vie de volatilisation à 21-333 j, la valeur inférieure correspondant aux conditions prévalentes dans un cours d'eau à faible débit. La vitesse de rejet de mirex dans l'atmosphère par volatilisation est cependant très lente, prévoit-on, car la quantité de mirex en solution est faible en raison de la sorption sur des sédiments (Smith et coll. 1978).

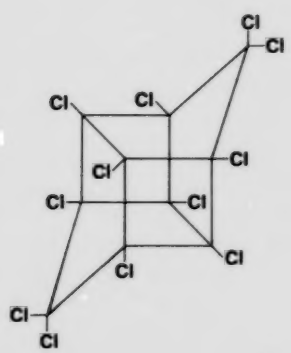


Figure 6-30. Mirex.

On ne prévoit pas que l'oxydation chimique et l'hydrolyse soient des processus importants dans l'environnement aquatique, les demi-vies étant de plusieurs années (Smith et coll. 1978).

Le mirex résiste généralement à la biodégradation (Jones et Hodges 1974), même si certaines études ont fait état de cas de biodégradation limitées en conditions anaérobies dans des boues résiduaires (Andrade et Wheeler 1974; Andrade et coll. 1975). L'incubation du mirex pendant six semaines en conditions aérobies avec des effluents aérés provenant d'installations d'épuration des eaux d'égout et de raffineries de pétrole n'a pas révélé de biodégradation importante. En outre, il n'y avait pas dégradation après incubation avec une suspension aqueuse de sols prélevés sous la surface et préalablement exposés à du mirex et après incubation avec un inoculum provenant d'un digesteur anaérobie d'eaux d'égout (Smith et coll. 1978).

Le mirex est extrêmement persistant dans l'environnement (Metcalf et coll. 1973); on a décelé sa présence dans de nombreux organismes aquatiques, notamment dans les poissons des Grands lacs (Kaiser 1974). Au cours d'une étude du ministère de l'Environnement de l'Ontario, on a trouvé des résidus de mirex dans les tissus de poissons presque exclusivement dans le lac Ontario, dans le cours inférieur de la rivière Niagara et dans le fleuve Saint-Laurent (Crabtree 1985). On a également décelé des rédisus dans des oeufs de goéland argenté (*Larus argentatus*) (Norstrom et coll. 1978) et dans les oeufs de nombreux faucons (Kaiser 1978). On a trouvé un facteur de bioconcentration de plus de 10^4 pour les algues *Chlorococcum* exposées à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ de mirex (Hollister et coll. 1975). La plupart des données disponibles sur la bioaccumulation et la bioamplification proviennent d'études sur le terrain ayant montré que le mirex était un contaminant persistant dans de nombreux maillons des réseaux alimentaires aquatiques (Borthwick et coll. 1973; Collins et coll. 1973; Naqvi et De La Cruz 1973; Wolfe et Norment 1973; Kobylinski et Livingston 1975).

6.3.15.4.12.5 Bibliographie

Alley, E.G. 1972. The use of mirex in the control of the imported fire ant. J. Environ. Qual. 2: 52-61.

Alley, E.G., D.A. Dollar, B.R. Layton et J.P. Minyard, Jr. 1973. Photochemistry of mirex. J. Agric. Food Chem. 21: 138-139.

Alley, E.G., B.R. Layton et J.P. Minyard, Jr. 1974a. Identification of the photo products of the insecticides mirex and kepone. J. Agric. Food Chem. 23: 442-445.

Alley, E.G., B.R. Layton et J.P. Minyard, Jr. 1974b. Photoreduction of mirex in aliphatic amines. J. Agric. Food Chem. 22: 727-729.

Andrade, P.S.L., Jr. et W.B. Wheeler. 1974. Biodegradation of mirex by sewage sludge organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11: 415-416.

Andrade, P.S.L., Jr., W.B. Wheeler et D.A. Carlson. 1975. Identification of a mirex metabolite. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11: 473-479.

Borthwick, P.W., T.W. Duke, A.J. Wilson, Jr., J.I. Lowe, J.M. Patrick, Jr. et J.C. Oberheu. 1973. Accumulation and movement of mirex in selected estuaries of South Carolina, 1969-1971. Pestic. Monit. J. 7: 6-26.

Carlson, D.A., K.D. Konyha, W.B. Wheeler, G.P. Marshall et R.G. Zaylskie. 1976. Mirex in the environment: its degradation to kepone and related compounds. Science 194: 939-941.
CMI. 1978. Dodecachloropentacyclodecane (Mirex). *Dans* Group 2 - New and Revised Specific Water Quality Objectives. Proposed for the 1972 Agreement Between the United States and Canada on Great Lakes Water Quality by the Great Lakes Water Quality Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).
Collins, D.A., J.R. Davis et G.P. Markin. 1973. Residues of mirex in channel catfish and other aquatic organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 10: 73-77.
Crabtree, P. 1985. Communication personnelle. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto (Ontario).
Cripe, C.R. et R.J. Livingston. 1977. Dynamics of mirex and its principal photo products in a simulated marsh system. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 5: 295-303.
Environnement Canada. 1985. Avis de la Gazette du Canada – Loi sur les contaminants de l'environnement. Service de la protection de l'environnement, Ottawa.
Environnement Canada/Ontario Ministry of the Environment. 1981. Environmental Baseline Report of the Niagara River. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Canada-Ontario Review Board, Ottawa.
Hollister, T.A., G.E. Walsh et J. Forester. 1975. Mirex and marine unicellular algae: accumulation, population growth and oxygen evolution. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14: 753-759.
Jones, A.S. et C.S. Hodges. 1974. Persistence of mirex and its effects on soil microorganisms. J. Agric. Food Chem. 22: 435-439.
Kaiser, K.L.E. 1974. Mirex: an unrecognized contaminant of fishes from Lake Ontario. Science 185: 523-525.
Kaiser, K.L.E. 1978. The rise and fall of mirex. Environ. Sci. Technol. 12: 520-528.
Kobylinski, G.J. et R.J. Livingston. 1975. Movement of mirex from sediment and uptake by the hogchoker, *Trinectes maculatus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14: 692-698.
Kricher, J.C., J.C. Urey et M.L. Hawes. 1975. The effects of mirex and methoxychlor on the growth and productivity of *Chlorella pyrenoidosa*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14: 617-620.
Metcalf, R.L., J.P. Kapoor, P.-Y. Lu, C.K. Schuth et P. Sherman. 1973. Model ecosystem studies of the environmental fate of six organochlorine pesticides. Environ. Health Perspect. 4: 35-44.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Naqvi, S.M. et A.A. De La Cruz. 1973. Mirex incorporation in the environment: residues in non-target organisms – 1972. Pestic. Monit. J. 7: 104-111.
Neely, W.B. 1980. A method for selecting the most appropriate environmental experiments on a new chemical. *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. R. Haque (ed.). Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 287-296.
Norstrom, R.J., D.J. Hallett et R.A. Sonstegard. 1978. Coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and herring gulls (*Larus argentatus*) as indicators of organochlorine contamination in Lake Ontario. J. Fish. Res. Board Can. 35: 1401-1409.
Pêches et Environnement Canada/Santé et Bien-être social Canada. 1977. Mirex in Canada. A Report of the Task Force on Mirex, April 1, 1977. Tech. Rep. 77-1. Ottawa.
Santé et Bien-être social Canada. 1982. Pesticides. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 457-469.
Smith, J.H., W.R. Mabey, N. Bohonos, B.R. Holt, S.S. Lee, T.-W. Chow, D.C. Bomberger et T. Mill. 1978. Environmental Pathways of Selected Chemicals in Freshwater Systems. Part II. Laboratory Studies. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. EPA-600/7-78-074. 405 pp.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Tagatz, M.E. 1976. Effect of mirex on predator-prey interaction in an experimental estuarine ecosystem. Trans. Am. Fish. Soc. 105: 546-549.
Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.
Wolfe, J.L. et B.R. Norment. 1973. Accumulation of mirex residues in selected organisms after aerial treatment, Mississippi – 1971/1972. Pestic. Monit. J. 7: 112-116.

6.3.15.4.13 Toxaphène

6.3.15.4.13.1 Utilisations et production

Le toxaphène a été largement utilisé comme insecticide appliqué avant la récolte sur le coton, les céréales, les graines oléagineuses, les légumes, les fruits et les noix. Actuellement, on l'emploie uniquement pour lutter contre les ectoparasites du mouton, du bétail et du porc. Le toxaphène a remplacé le DDT dans de nombreux usages agricoles, mais il est maintenant interdit au Canada et aux Etats-Unis. Ce composé a également été utilisé dans les lacs au cours de programmes d'éradication de poissons, mais seulement à titre expérimental, car cette utilisation n'est pas autorisée à l'heure actuelle (Santé et Bien-être social Canada 1982; CMI 1985).

Aux Etats-Unis, la production annuelle de toxaphène était supérieure à 45 000 t avant l'interdiction imposée en 1982 (U.S. EPA 1980; CMI 1985). Au Canada, le toxaphène n'est plus un pesticide enregistré, à l'exception des utilisations mentionnées ci-dessus. Aux Etats-Unis, des restrictions semblables s'appliquent; depuis 1982, il n'est pratiquement plus utilisé sur le coton dans les Etats du sud-est où, auparavant, il était appliqué en quantités importantes (CMI 1985).

Le toxaphène est aussi connu sous le nom de Hercules 3956 (CMI 1985).

6.3.15.4.13.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les installations d'emballage et de transformation (Santé et Bien-être social Canada 1982), l'utilisation directe sur les cultures et les animaux, ainsi que l'application directe dans l'eau pour détruire les poissons indésirables constituent des sources de toxaphène dans l'environnement aquatique (CMI 1985).

Des études récentes ont montré que le toxaphène peut être transporté dans l'atmosphère jusque dans des régions où il n'a jamais été utilisé, comme dans les Grands lacs et dans l'Atlantique Nord (Bidleman et Olney 1975; Rice et Evans 1984; CMI 1985).

6.3.15.4.13.3 Concentrations dans l'environnement

Les concentrations de toxaphène dans le lac Supérieur et le lac Huron varient de 0,1 à 1,0 $ng \cdot L^{-1}$ (CMI 1981). Aux Etats-Unis, on a trouvé du toxaphène dans certaines eaux naturelles à des concentrations généralement inférieures à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$, même si des eaux de surface en contenaient jusqu'à 65 $\mu g \cdot L^{-1}$ plusieurs mois après le traitement de cotonniers dans les environs (Santé et Bien-être social Canada 1982).

On a signalé des concentrations de toxaphène de 7,3-108,3 $ng \cdot L^{-1}$ dans des échantillons d'eau prélevés en 1980 et en 1981 le long du rivage du lac Huron (Swain et Mullin 1986).

En 1981, l'apport total de toxaphène dans le lac Michigan a été évalué à 3,36-6,72 t (Rice et Evans 1984).

Les concentrations de toxaphène dans de l'eau prélevée dans le lac Huron en 1980 variaient de 1,2 à 2,1 $ng \cdot L^{-1}$ et étaient en moyenne de 1,6 $ng \cdot L^{-1}$. On a mesuré des concentrations de résidus de "type toxaphène" de 2,2 $ng \cdot L^{-1}$ dans le lac Siskiwit de l'Isle Royale, située dans le lac Supérieur, et de 1 $ng \cdot L^{-1}$ dans le lac Supérieur à proximité de l'Isle Royale (Swain et Mullin 1986).

On a signalé des concentrations atmosphériques allant de la limite de détection (10-4 $\mu g \cdot m^{-3}$) à 2,5 $\mu g \cdot m^{-3}$ dans des régions des Etats-Unis où le toxaphène est utilisé à des fins agricoles (Santé et Bien-être social Canada 1982). D'après des études de contrôle comparatives, le toxaphène serait un contaminant atmosphérique prédominant dans les régions où on l'utilise, notamment dans le sud des Etats-Unis (Stanley et coll. 1971; U.S. EPA 1980). On a décelé 0,04-7 $\mu g \cdot m^{-3}$ de toxaphène dans plusieurs échantillons d'air prélevés dans cinq villes d'Amérique du Nord. Une étude effectuée en 1983 sur les substances organiques dans l'eau de pluie au-dessus du lac Supérieur n'a pas révélé la présence de toxaphène (Strachan 1985). Certains rapports font état de concentrations de toxaphène de l'ordre du nanogramme par mètre cubique au-dessus de l'océan Atlantique (Bidleman et Olney 1975; U.S. EPA 1980).

Aux Etats-Unis, les concentrations de toxaphène dans le sol varient de 0,1 à 11,72 $mg \cdot kg^{-1}$, avec une moyenne de 0,07 $mg \cdot kg^{-1}$ (Santé et Bien-être social Canada 1982).

6.3.15.4.13.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le toxaphène (camphéchlor) est en fait un mélange complexe de dérivés chlorés du camphène et du bornane qui n'ont pas été caractérisés. Le mélange renferme normalement 67-69 % de chlore, ce qui correspond à une formule empirique moyenne de $C_{10}H_{10}Cl_8$, et a une masse moléculaire de 414. L'analyse par chromatographie en phase gazeuse a révélé la présence d'au moins 177 composants dans le toxaphène technique, les deux tiers environ du mélange étant constitués de composés renfermant 7-9 atomes de chlore. D'après l'analyse par chromatographie en phase gazeuse, aucun composé ne représente, semble-t-il, plus de 5 % de la masse totale du mélange (Holmstead et coll. 1974). Comme ce mélange est constitué de composés possédant des cycles chlorés reliés par des ponts, le toxaphène est souvent classé avec un cyclodiène chloré, même si le mélange a une origine différente (c.-à-d. chloration photochimique du camphène) (Brooks 1974).

La solubilité du toxaphène dans l'eau est d'environ 0,3 $mg \cdot L^{-1}$ à la température ambiante, et sa pression de vapeur est de 23-53 Pa à 25 °C (Brooks 1974). Le log du coefficient de partage octanol/eau du toxaphène a été estimé à 6,44 (Rice et Evans 1984).

Comme le toxaphène est un mélange de divers composés chlorés, tous les constituants ne possèdent pas les mêmes propriétés physiques et chimiques et n'ont donc pas des devenirs semblables dans l'environnement aquatique. Par conséquent, les chromatogrammes (chromatographie en phase gazeuse) d'échantillons environnementaux diffèrent sensiblement de ceux d'étalons analytiques; il est donc extrêmement difficile de doser ce produit. La plupart des données sur le devenir de ce composé dans l'environnement aquatique proviennent d'études portant sur le toxaphène total. D'après les données dont on dispose, les constituants du toxaphène semblent relativement stables, du point de vue chimique et biologique, dans l'environnement aquatique, les principaux mécanismes d'élimination étant la sorption et la bioaccumulation (U.S. EPA 1979).

L'hydrolyse, la photolyse et l'oxydation ne sont pas, semble-t-il, des processus importants d'élimination du toxaphène de l'environnement aquatique (Wolfe et coll. 1976; U.S. EPA 1979). On a signalé que le toxaphène était déshydrochloré par exposition à la lumière solaire intense et à la lumière ultraviolette (Brooks 1974), mais on ne dispose d'aucune donnée pertinente sur le plan environnemental.

La pression de vapeur du toxaphène est élevée par rapport à celle d'autres composés organochlorés; ce produit a été décelé dans l'atmosphère à proximité de zones traitées (Stanley et coll. 1971) et dans l'air transporté sur de grandes distances (Bidleman et Olney 1975). On a montré que la vaporisation était la principale voie d'élimination des résidus sur le feuillage; de plus, il n'y avait pratiquement aucune perte à court terme attribuable à la dégradation biologique ou chimique (Seiber et coll. 1979).

La sorption sur les matières organiques est rapide et considérable. On a trouvé des coefficients de sorption de l'ordre de 10^3 pour les bactéries, les champignons et les algues. Les constituants moins solubles du toxaphène sont sorbés de préférence par les microorganismes (Paris et coll. 1977). La sorption et la sédimentation éliminent le toxaphène en le déplaçant vers les sédiments (Veith et Lee 1971).

La bioaccumulation du toxaphène a été étudiée en laboratoire, sur des microcosmes et au cours d'études portant sur des lacs entiers. On a trouvé des facteurs de bioconcentration de 10^3 pour les algues, les gastéropodes, les larves de moustiques et les poissons au cours d'expériences sur des microcosmes (Sanborn et coll. 1977). D'après les données sur les résidus dans l'organisme entier de poissons exposés à du toxaphène au cours d'expériences chroniques en laboratoire, la moyenne géométrique du facteur de bioconcentration a été estimée à 16 000; l'équilibre était atteint après environ 30 j d'exposition. Les facteurs de bioconcentration variaient de 9000 à 19 000 pour la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) et 4800 à 8000 pour le saumon atlantique (*Salmo salar*), et étaient en moyenne de 15 000 pour l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*). La concentration de toxaphène chez *Daphnia magna* était de 4000 fois supérieure à celle dans l'eau (CMI 1985). On a décelé la présence de résidus dans plusieurs organismes aquatiques. Par exemple, chez la truite grise (*Salvelinus namaycush*), les concentrations de toxaphène variaient de 1 à 10 $mg \cdot kg^{-1}$ (Rice et Evans 1984). La concentration des résidus de composés de "type toxaphène" dans des filets avec la peau provenant de saumons coho (*Oncorhynchus kisutch*) variait de 0,5 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les lacs Erié et Supérieur à presque 2 $mg \cdot kg^{-1}$ dans les lacs Michigan et Huron (Clark et coll. 1984). Des facteurs de concentration de 10^2 pour les plantes aquatiques, de 10^3 pour les animaux aquatiques autres que les poissons et de 10^4 pour les poissons ont été signalés dans deux lacs de l'Oregon (Terriere et coll. 1966).

Le toxaphène peut être biotransformé dans les sédiments anaérobies (perte de 50 % en 6 semaines). Cependant, il ne semble pas y avoir biotransformation en conditions aérobies (Parr et Smith 1976). D'après des données sur la persistance obtenues au cours d'études sur des lacs, la vitesse de transformation (chimique et biologique) est maximale lorsque la vitesse de transfert vers les sédiments anaérobies est très rapide et lorsqu'il y a présence de systèmes biologiquement riches. La vitesse de transformation est plus rapide dans les lacs peu profonds biologiquement riches que dans les lacs oligotrophes profonds (Stringer et McMynn 1960; Johnson et coll. 1966; Terriere et coll. 1966; Veith et Lee 1971; Lee et coll. 1977).

6.3.15.4.13.6 Bibliographie

Bidleman, T.F. et C.E. Olney. 1975. Long range transport of toxaphene insecticide in the atmosphere of the western North Atlantic. Nature (London) 257: 475-477.

Brooks, G.T. 1974. Chlorinated Insecticides. Vol. 1. Technology and Applications. CRC Press, Cleveland, Ohio. 249 pp.

Clark, J.R., D. DeVault, R.J. Bowden et J.A. Weishaar. 1984. Contaminant analysis of fillets from Great Lakes coho salmon, 1980. J. Great Lakes Res. 10: 38-47.

CMI. 1981. Committee on the Assessment of Human Health Effects of Great Lakes Water Quality. Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). 142 pp.

CMI. 1985. Toxaphene. Rapport préliminaire, juin. Aquatic Ecosystem Objectives Committee, Great Lakes Science Advisory Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario).

Holmstead, R.L., S. Khalita et J.J. Casida. 1974. Toxaphene composition analyzed by combined gas chromatography – chemical ionization mass spectrometry. J. Agric. Food Chem. 22: 939-944. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Johnson, W.D., G.F. Lee et D.E. Spyridakis. 1966. Persistence of toxaphene in treated lakes. Air Water Pollut. 10: 555-560.

Lee, G.F., R.A. Hughes et G.D. Veith. 1977. Evidence for partial degradation of toxaphene in the aqueous environment. Water Air Soil Pollut. 8: 478-484.

Paris, D.F., D.L. Lewis et J.T. Barnett. 1977. Bioconcentration of toxaphene by microorganisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 17: 564-572.

Parr, D.F. et S. Smith. 1976. Degradation of toxaphene in selected anaerobic soil environments. Soil Sci. 121: 52-57. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Rice, C.P. et M.S. Evans. 1984. Toxaphene in the Great Lakes. *Dans* Toxic Contaminants in the Great Lakes. J.O. Nriagu and M.S. Simmons (eds.). John Wiley & Sons, New York. pp. 163-194.

Sanborn, J.R., B.M. Francis et R.L. Metcalf. 1977. The degradation of selected pesticides in soil: A review of the published literature. U.S. NTIS PB-272-353. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Toxaphène. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnement et Services Canada, Ottawa. pp. 559-569.

Seiber, J.N., S.C. Madden, M.M. McChesney et W.L. Winterlin. 1979. Toxaphene dissipation from treated cotton field environments: Component residual behaviour on leaves and in air, soil and sediments determined by capillary gas chromatography. J. Agric. Food Chem. 27: 284-291.

Stanley, C.W., J.E. Barney, III, M.R. Helton et A.R. Yobs. 1971. Measurement of atmospheric levels of pesticides. Environ. Sci. Technol. 5: 430-435.

Strachan, W.M.J. 1985. Organic substances in the rainfall of Lake Superior: 1983. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 4: 677-683.

Stringer, G.E. et R.G. McMynn. 1960. Three years' use of toxaphene as a fish toxicant in British Columbia. Can. Fish Cult. 28: 37-44.

Swain, W.R. et M.D. Mullin. 1986. Long range transport of toxic organic contaminants to the Northern American Great Lakes. En préparation.

Terriere, L.C., U. Kiigemagi, A.R. Gerlach et R.L. Borovicka. 1966. The persistence of toxaphene in lake water and its uptake by aquatic plants and animals. J. Agric. Food Chem. 14: 66-69. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

U.S. EPA. 1979. Toxaphene. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. 1. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 35-1 à 35-13.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Toxaphene. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/5-80-076.

Veith, G.D. et G.F. Lee. 1971. Water chemistry of toxaphene – role of lake sediments. Environ. Sci. Technol. 5: 230-234. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Wolfe, N.L., R.G. Zepp, G.L. Baughman, R.C. Fincher et J.A. Gordon. 1976. Chemical and Photochemical Transformation of Selected Pesticides in Aquatic Systems. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-600/3-76-067. 151 pp. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

6.3.15.5 Composés organophosphorés

6.3.15.5.1 Chlorpyrifos

6.3.15.5.1.1 Utilisations et production

Le chlorpyrifos (Dursban) est un insecticide non systématique à large spectre qui est efficace par contact, par ingestion et par inhalation. On l'utilise pour lutter contre les mouches, les ravageurs domestiques, les moustiques (larves et adultes) et différents ravageurs qui s'attaquent aux cultures par le sol et le feuillage. On l'emploie également pour lutter contre les ectoparasites du bétail et des moutons (Worthing 1983). Le chlorpyrifos est homologué au Canada pour lutter contre les moustiques et les ravageurs agricoles, notamment les légionnaires bertha, les vers-gris, les asticots des racines et les punaises des céréales (Marshall et Roberts 1979).

De 1974 à 1976, la consommation de chlorpyrifos au Canada s'est chiffrée à $4\text{-}7 \times 10^4$ kg (ingrédient actif); 95 % de cette quantité a été utilisée pour lutter contre les ravageurs du tabac, essentiellement en Ontario et au Québec, et pour lutter contre les larves de moustiques, surtout dans les Prairies (Marshall et Roberts 1979). En 1981 et 1982, 186 t et 513 t respectivement de chlorpyrifos, sous forme de préparation pesticide, ont été importées au Canada (Statistique Canada 1983).

Le chlorpyrifos est aussi connu au Canada sous les noms de Dursban et Lorsban (Agriculture Canada 1984).

3.3.15.5.1.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le chlorpyrifos pénètre dans l'environnement aquatique par application directe sur les plans d'eau et par lessivage et ruissellement sur des écosystèmes terrestres traités. On a signalé des applications de 0,2-2,2 kg-ia·ha^{-1} (ia = ingrédient actif) pour le traitement du tabac. On a utilisé des taux de 0,028-0,56 kg-ia·ha^{-1} pour lutter contre les larves de moustiques (Marshall et Roberts 1979).

6.3.15.5.1.3 Concentrations dans l'environnement

Avec certaines méthodes de traitement, la concentration du chlorpyrifos dans les écosystèmes aquatiques traités peut devenir maximale au cours des premières phases du traitement, puis diminuer rapidement par la suite. Selon certaines données, jusqu'à 75-80 % de la quantité totale de chlorpyrifos (concentration initiale dans l'eau de 0,2 $mg \cdot L^{-1}$) appliquée sur de petits étangs peu profonds peut être perdue en 5-15 j. La plupart du chlorpyrifos restant est rapidement absorbé par les sédiments; il s'établit alors un équilibre entre les sédiments et l'eau. Une faible concentration de chlorpyrifos peut ainsi être maintenue dans l'eau pendant des périodes prolongées (Hurlbert et coll. 1970; Marshall et Roberts 1979). On évite des concentrations initiales élevées en utilisant des préparations en granulés ou en pastilles qui libèrent lentement l'ingrédient actif. Avec ces préparations, on trouve des concentrations de résidus pendant des périodes relativement longues (jusqu'à 180 j) dans l'eau et les sédiments (Marshall et Roberts 1979). Les résultats des échantillonnages concernant le chlorpyrifos ne sont pas consignés dans la base de données NAQUADAT (1985).

6.3.15.5.1.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le chlorpyrifos, ou thiophosphate de *O,O*-diéthyle et de *O*-(3,5,6-trichloro-2-pyridyle), est un solide incolore dont la masse moléculaire est de 350,5 et le point de fusion de 42-43,5 °C (figure 6-31). Sa solubilité dans l'eau est de 2 $mg \cdot L^{-1}$ à 25 °C et sa pression de vapeur de 2,5 mPa à 25 °C; la valeur calculée du log du coefficient de partage octanol/eau est de 5,11 à 20 °C (Worthing 1983; Verschueren 1983). On dispose de peu de données quantitatives fiables, mais le chlorpyrifos peut être sorbé, volatilisé, hydrolysé et biodégradé (Marshall et Roberts 1979).

Comme dans le cas d'autres pesticides organophosphorés, le chlorpyrifos peut être rapidement hydrolysé dans l'eau. On a signalé des demi-vies de 10-100 j à des températures de 15 à 35 °C et à un pH de 5-9 (Marshall et Roberts 1979). Des cations métalliques, comme les ions ferreux, cadmium, plomb et cuivriques, ainsi que certains composés organiques accélèrent l'hydrolyse du chlorpyrifos (Marshall et Roberts 1979). Dans les eaux naturelles, la demi-vie apparente de dégradation peut être beaucoup plus courte (Schaefer et Dupras 1970). Les principaux produits d'hydrolyse sont le 3,5,6-trichloro-2-pyridinol et l'acide phosphorothioïque (Smith 1966; Brust 1966).

La sorption est, semble-t-il, le principal mécanisme d'élimination du chlorpyrifos dans l'environnement aquatique, qui n'est pas accompagné d'une dégradation (Marshall et Roberts 1979). Le chlorpyrifos est très lipophile et son degré de partage dans les matières organiques est très élevé (K_{oe} N 13 600). Cependant, on dispose de peu de données quantitatives permettant d'évaluer l'importance relative de la sorption dans l'environnement aquatique. Des études sur le terrain ont indiqué que le chlorpyrifos avait tendance à être partagé dans les sédiments; c'est pourquoi on estime que ces derniers constituent un important réservoir de ce produit dans les systèmes aquatiques (Marshall et Roberts 1979).

Malgré sa faible pression de vapeur, le chlorpyrifos est également peu soluble dans l'eau. Ainsi, en l'absence de sorption, on prévoit qu'une certaine quantité sera perdue par volatilisation à partir de systèmes aqueux peu profonds et à partir du sol (Blau et Neely 1975).

Le chlorpyrifos est dégradé dans les sols. On a trouvé des demi-vies inférieures à 1 et à 2,5 semaines pour la dégradation de ce composé (concentration initiale de 10 $mg \cdot L^{-1}$) dans un loam sableux et un sol organique non stérilisés, respectivement. De même, dans un loam sableux et des sols organiques stérilisés, les demi-vies passaient à 17 et à plus de 24 semaines respectivement (Miles et coll. 1979).

On ne dispose d'aucune donnée quantitative sur le métabolisme du chlorpyrifos chez les invertébrés, mais des études sur le terrain et sur des modèles d'écosystèmes ont fait état de concentrations élevées dans les tissus, ce qui permettrait de croire que ce composé n'est peut-être pas métabolisé. Cependant, le chloropyrifos est rapidement métabolisé et excrété chez le poisson; on a signalé des demi-vies de 2,3-10 h pour le poisson rouge (*Carassius auratus*) et la gambusie (*Gambusia affinis*) (Blau et Neely 1975; Marshall et Roberts 1979). En raison de la valeur élevée de son coefficient de partage octanol/eau ($\log P_{oe} = 5,11$), on prévoit qu'il y aura une certaine bioaccumulation. On a trouvé des facteurs de bioconcentration de 72 et de 690 pour les algues et les gastéropodes respectivement dans un modèle d'écosystème aquatique (Metcalf 1974), et de 11 pour les écrevisses d'un cours d'eau artificiel (Brown 1975). Des facteurs de bioconcentration variant de 310 à 640 pour le poisson rouge (Metcalf 1974; Branson et coll. 1975) et la gambusie (Smith et coll. 1972) et jusqu'à 6000 pour la barbue de rivière (*Ictalurus punctatus*) ont été signalés.

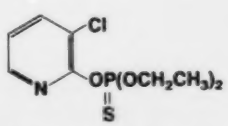


Figure 6-31. Chlorpyrifos.

6.3.15.5.1.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Blau, G.E. et W.B. Neely. 1975. Mathematical model building with an application to determine the distribution of Dursban insecticide added to a simulated ecosystem. Adv. Ecol. Res. 9: 133-162. (Mentionnée dans Marshall et Roberts 1979.)

Branson, D.R., W.B. Brock et G.A. Blau. 1975. Predicting a bio-concentration potential of organic chemicals from partitioning coefficients. *Dans* Symposium on Structure-Activity Correlations in Studies of Toxicity and Bioconcentration with Aquatic Organisms. G.D. Veith and D.E. Konasewich (eds.). Great Lakes Advisory Board, International Joint Commission, March 11-13, Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ontario. pp. 99-118. (Mentionnée dans Marshall et Roberts 1979.)

Brown, J.R. 1975. The persistence and biological activity of diethyl-3,5,6-trichloro-2-pyridyl phosphorothioate (Dursban). Rapport non publié. (Mentionnée dans Marshall et Roberts 1979.)

Brust, H.F. 1966. A summary of chemical and physical properties of Dursban. Down Earth 22: 21-22. (Mentionnée dans Marshall et Roberts 1979.)
Hurlbert, S.H., M.S. Mulla, J.O. Keith, W.E. Westlake et M.E. Dusch. 1970. Biological effects and persistence of Dursban in freshwater ponds. J. Econ. Entomol. 63: 43-52. (Mentionnée dans Marshall et Roberts 1979.)
Marshall, W.K. et J.R. Roberts. 1979. Ecotoxicologie du chlorpyrifos. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16080. 250 pp.
Metcalf, R.L. 1974. A laboratory model ecosystem to evaluate compounds producing biological magnification. Essays Toxicol. 5: 17-28. (Mentionnée dans Marshall et Roberts 1979.)
Miles, J.R.W., C.M. Tu et C.R. Harris. 1979. Persistence of eight organophosphorus insecticides in sterile and non-sterile mineral and organic soils. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 22: 312-318.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Schaefer, C.H. et E.M. Dupras, Jr. 1970. Factors affecting the stability of Dursban in polluted waters. J. Econ. Entomol. 63: 701-705. (Mentionnée dans Marshall et Roberts 1979.)
Smith, G.N. 1966. Basic studies on Dursban insecticide. Down Earth 22: 3-7. (Mentionnée dans Marshall et Roberts 1979.)
Smith, G.N., Y. Taylor et B.S. Watson. 1972. Ecological studies on chlorpyrifos. The Dow Chemical Company, Midland, Michigan. Rapport inédit. (Mentionnée dans Marshall et Roberts 1979.)
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.
Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 125.

6.3.15.5.2 Diazinon

6.3.15.5.2.1 Utilisations et production

Le diazinon est un insecticide et un acaricide de contact à large spectre utilisé pour protéger les récoltes, spécialement les arbres fruitiers, le maïs, le tabac et la pomme de terre. De petites quantités de ce produit sont utilisées pour traiter les plantes ornementales, les animaux domestiques, les gazons et les jardins; on s'en sert aussi dans les maisons, les usines de transformation des aliments et les entrepôts (NAS 1977).

Les données sur les importations de diazinon au Canada sont présentées au tableau 6-150.

Le diazinon est aussi connu au Canada sous les noms de Basudin et Diazol (Agriculture Canada 1984).

6.3.15.5.2.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Bien qu'il n'existe aucun renseignement spécifique à ce sujet, on croit que la principale voie de pénétration du diazinon dans le milieu aquatique serait le ruissellement depuis les sols agricoles. Si l'on excepte les déversements accidentels et la dérive des aérosols, le ruissellement de type agricole devrait être la source de la plupart du diazinon présent dans les systèmes aquatiques (NAS 1977).

Tableau 6-150. Importations de diazinon au Canada

Composé	Quantité (t) 1981	1982
Diazinon, qualité technique	124	115
Diazinon, préparation pesticide	7	—

Source: Statistique Canada 1983.

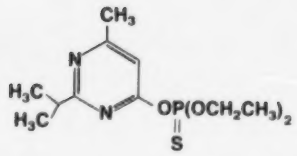


Figure 6-32. Diazinon.

6.3.15.5.2.3 Concentrations dans l'environnement

Il existe peu de renseignements relatifs au diazinon présent dans les eaux de surface canadiennes. Deux régions seulement, l'Ouest et l'Atlantique, ont rapporté dans la base de données NAQUADAT (1985) avoir fait des échantillonnages pour déceler le diazinon dans leurs eaux de surface. D'après le rapport de la région de l'Atlantique, 55 échantillons avaient des concentrations de diazinon inférieures à la limite de détection (0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$) pendant la période d'échantillonnage précédant 1980. La région de l'Ouest rapportait des concentrations de diazinon inférieures à 0,02 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$) pour 164 échantillons prélevés entre 1980 et 1985 (NAQUADAT 1985).

6.3.15.5.2.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le diazinon, ou thiophosphate de *O,O*-diéthyle et de *O*-2-isopropyl-6-méthylpyrimidin-4-yl (figure 6-32), est un liquide incolore ayant un point d'ébullition de 89 °C à 10 Pa. Sa solubilité dans l'eau est de 40 $mg \cdot L^{-1}$ à 20 °C (Eto 1979; Verschueren 1983).

Contrairement aux autres pesticides organophosphorés, le diazinon est stable à l'hydrolyse en milieu alcalin ou presque neutre. A pH 7,4 et à 20 °C, la demi-vie d'hydrolyse de ce composé est de 185 j; par contre, à pH 3,1, elle est réduite à 12 h (Menzie 1969; Eto 1979).

Dans le milieu terrestre, le diazinon est dégradé rapidement; on croit que ce genre de décomposition est d'origine biologique. Par exemple, une réduction de 50 % de la quantité de diazinon présente dans un sol stérile et dans un sol non stérile (à pH 8,0) se faisait en 12,5 semaines et moins de 1 semaine respectivement. Dans un sol stérile et dans un sol non stérile (à pH 7,6), l'élimination de la moitié du diazinon se faisait en 6,5 et 2 semaines respectivement (Miles et coll. 1979).

Certaines espèces aquatiques sont capables de bioaccumuler le diazinon lorsqu'elles y sont exposées de façon continue. On a étudié en laboratoire l'absorption et l'excrétion du diazinon par plusieurs organismes d'eau douce exposés de façon continue (à pH 6,8, alcalinité: 32 $mg \cdot L^{-1}(CaCO_3)$). Après exposition au diazinon à raison de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ pendant 7 j, le facteur de bioconcentration à l'état stationnaire variait d'environ 5 à 17 chez des invertébrés [gastéropodes (*Indo-*

planorbis exustus, *Cipangopoludina malleata*)] et chez l'écrevisse (*Procambarus clarkii*) à 17-152 chez des poissons d'eau douce (*Pseudorasbora* sp., *Lebistes reticulatus*). Après transfert en eau exempte de diazinon, la dépuration était rapide, les concentrations diminuant rapidement après environ 7 j. On a évalué la demi-vie biologique du diazinon chez des goujons à moins de 1 j (Kanazawa 1978). Après exposition au diazinon à raison de 20 $\mu g \cdot L^{-1}$ pendant 7 j en système à circulation continue, on a trouvé chez plusieurs espèces de poissons les facteurs suivants de bioconcentration à l'équilibre: 26 chez la loche (*Misgurnus anguillicaudatus*), 63 chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) et 120 chez la carpe (*Cyprinus carpio*). Les demi-vies biologiques étaient inférieures à 1 j (Seguchi et Asaka 1981).

6.3.15.5.2.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Eto, M. 1979. Organophosphorus Pesticides: Organic and Biological Chemistry. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida. 387 pp.

Kanazawa, J. 1978. Bioconcentration ratio of diazinon by freshwater fish and snails. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 20: 613-617.

Menzie, C.M. 1969. Metabolism of Pesticides. Bureau of Sport Fisheries and Wildlife, U.S. Dep. of the Interior, Washington, D.C. Special Scientific Report No. 127. (Mentionnée dans NAS 1977.)

Miles, J.R.W., C.M. Tu et C.R. Harris. 1979. Persistence of eight organophosphorus pesticides in sterile and non-sterile mineral and organic soils. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 22: 312-318.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1977. Drinking Water and Health. Safe Drinking Water Committee, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 939 pp.

Seguchi, K. et S. Asaka. 1981. Intake and excretion of diazinon in freshwater fishes. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 27: 244-249.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

6.3.15.5.3 Fénitrothion

6.3.15.5.3.1 Utilisations et production

Le fénitrothion est un insecticide à large spectre, efficace contre une grande variété de parasites comme les insectes térébrants, mangeurs et suceurs. Au Canada, on s'en sert surtout pour lutter contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Les épandages se font par voie aérienne, à raison de 138 à 413 g-ia (ia = ingrédient actif) dans moins de 4,2 L de liquide à l'hectare (CNRC 1976). De grandes quantités de fénitrothion peuvent être libérées dans l'atmosphère chaque année. Par exemple, en 1971 au Nouveau-Brunswick, environ 318 000 kg de fénitrothion furent épandus sur $1,2 \times 10^6$ ha de forêts à bois de pâtes sur une période de 4 semaines (CNRC 1976). Le tableau 6-151 présente les données relatives aux importations de fénitrothion au Canada.

Le fénitrothion est aussi connu au Canada sous les noms de Accothion, Fumithion et Sumithion (Agriculture Canada 1984).

Tableau 6-151. Importations de fénitrothion au Canada

Composé	Quantité (t)		
	1981	1982	1983
Fénitrothion, qualité technique	472	492	ND[1]
Fénitrothion, préparation pesticide	331	515	545

[1] ND = non disponible.

Sources: Statistique Canada 1983, 1984.

6.3.15.5.3.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le fénitrothion pénètre dans l'environnement presque exclusivement par suite des opérations d'épandage, soit par dérive de l'aérosol, soit par lixiviation et ruissellement dans les écosystèmes terrestres traités (Sundaram 1974; CNRC 1977). Il peut y avoir contamination directe de l'eau de surface d'un plan d'eau qui serait trop petit pour être évité lors de l'épandage par avion (CNRC 1976). Les taux d'épandage utilisés au Canada sont un seul traitement à raison de 280 $g\text{-}ia \cdot ha^{-1}$ ou deux traitements à raison de 210 $g\text{-}ia \cdot ha^{-1}$ (Armstrong 1985). Deux heures après l'épandage, on a décelé du fénitrothion dans un tributaire de la rivière Nashwaak (Nouveau-Brunswick), à 4 km de la zone traitée la plus proche (Eidt et Sundaram 1975).

6.3.15.5.3.3 Concentrations dans l'environnement

Il est rare que soit signalée la présence du fénitrothion dans l'eau ou dans les organismes aquatiques, en partie à cause de sa dégradation rapide dans les eaux naturelles. La plupart des rapports mentionnant des teneurs environnementales résiduelles de ce composé viennent de contrôles faits dans le cadre des épandages. En eaux vives, on a signalé des concentrations atteignant 75 $\mu g \cdot L^{-1}$ qui disparaissaient essentiellement en 4 j (Penney 1971; Sundaram 1974; Lockhart et coll. 1977). En eaux stagnantes, les concentrations peuvent atteindre 700 $\mu g \cdot L^{-1}$ mais elles reviennent aussi à la normale en 4 j (Lockhart et coll. 1973). La base de données NAQUADAT rapportait pour la région de l'Atlantique un intervalle de concentrations de fénitrothion allant de 0,01 (limite de détection) à 20,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'après les résultats obtenus sur 211 échantillons prélevés avant 1980 (NAQUADAT 1985). Au cours d'une étude effectuée dans trois tributaires de la rivière Nashwaak (Nouveau-Brunswick), on a trouvé que, lors de l'épandage de fénitrothion à raison de 140-210 $g \cdot ha^{-1}$, la plupart des concentrations maximales observées étaient inférieures à 15 $\mu g \cdot L^{-1}$ et diminuaient rapidement (Eidt et Sundaram 1975). On n'a trouvé aucune concentration décelable (limite de détection = 3 $ng \cdot L^{-1}$) de fénitrothion dans les échantillons prélevés au Nouveau-Brunswick dans 12 étangs qui avaient été traités en 1980, en 1981 et/ou en 1982 (Ayer et coll. 1984).

6.3.15.5.3.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le fénitrothion, ou thiophosphate de *O,O*-diméthyle et de *O*-(3-méthyl-4-nitrophényle) (figure 6-33) est un liquide ayant une masse moléculaire de 261,19, un point d'ébullition de

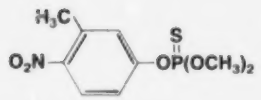


Figure 6-33. Fénitrothion.

140-145 °C à 13 Pa et une tension de vapeur de 18 Pa à 20 °C. Sa solubilité dans l'eau est de 14 mg·L^{-1} à 20-25 °C et le logarithme de la valeur calculée de son coefficient de partage octanol/eau est de 3,38 (Eto 1979; Verschueren 1983; Worthing 1983).

Plusieurs études ont montré que le fénitrothion se dégrade rapidement dans les eaux naturelles (Sundaram 1973, 1974; CNRC 1976; Lockhart et coll. 1977). Par exemple, 2 j après l'épandage à la surface de petits étangs dans une forêt d'épinettes et de sapins du Nouveau-Brunswick, les concentrations de fénitrothion dans l'eau, les matières en suspension et les sédiments étaient inférieures à la limite de détection (50 ng·L^{-1}). Les seuls produits identifiés étaient, dans l'eau, du *p*-nitro-*m*-crésol qui persistait moins de 2 j et, dans les sédiments, de l'aminofénitrothion qui persistait moins de 4 j (Maguire et Hale 1980). On croit que les principaux mécanismes de dégradation du fénitrothion dans l'environnement aquatique sont la photolyse et la dégradation microbienne (CNRC 1976; Miyamoto 1977; Greenhalgh et coll. 1980).

A environ 20 °C, en eaux neutres ou légèrement alcalines (pH < 9), l'hydrolyse chimique du fénitrothion n'est pas appréciable (McKee et Wolf 1963). On a trouvé que ce composé était stable dans l'eau du robinet à pH 7 pendant 45 j (Zitko et Cunningham 1974). Toutefois, lorsque le pH augmente au-delà de 9, la vitesse d'hydrolyse s'accroît de façon appréciable; par exemple, elle augmente d'un facteur de 1000 lorsque le pH passe de 9,2 à 12,3 (Truchlick et coll. 1972).

La photolyse du fénitrothion dans l'eau est rapide. Pour une concentration de 6,18 mg·L^{-1} dans de l'eau distillée, on signalait une demi-vie de photolyse de 10 h. La vitesse de photolyse augmentait avec le pH de la solution aqueuse et l'on observait des demi-vies de 50, 20 et 6 h à pH 3, 7 et 9 respectivement. Les produits de photooxydation sont, entre autres, le carboxyfénitrothion, le fénitro-oxon et le formylfénitro-oxon (Miyamoto 1977). On a conservé de l'eau de surface de lac traitée au fénitrothion dans des contenants ouverts à une température de 19-23 °C et à un pH de 7,0-7,5 pendant 14 j; la demi-vie d'élimination du composé variait de 1,5 à 2 j (Greenhalgh et coll. 1980). La photolyse du fénitrothion à la surface du sol est, elle aussi, rapide: des demi-vies de 1,1 j ont été observées. Cependant, la photodégradation, à la lumière solaire, du fénitrothion enfoui dans une couche de sol d'une profondeur de 2 mm n'est pas aussi rapide: l'élimination de 90 % du composé demandait de 50 à 150 j (Miyamoto 1977).

La volatilisation du fénitrothion d'une solution aqueuse vraie est très lente (CNRC 1977; Maguire et Hale 1980). Dans de l'eau distillée à 20 °C, on trouvait une demi-vie de volatilisation de 64 ± 5 j. La volatilisation diminuait considérablement ($t_{1/2}$ >180 j) en présence d'acide fulvique à raison de 5 mg·L^{-1}. Par contre, elle semblait passablement rapide à partir de nappes d'huile répandues à la surface de l'eau. Environ 62 % du fénitrothion épandu sur de l'eau distillée se volatilisait rapidement ($t_{1/2}$ = 18 ± 6 min) (Maguire et Hale 1980).

Dans les systèmes terrestres et aquatiques, la dégradation microbienne du fenitrothion peut être rapide (Hirakoso 1969; Miyamoto 1972; Spillner et coll. 1979). Dans un écosystème aquatique modèle contenant de l'eau et du sol, la dégradation du fénitrothion donnait une grande variété de métabolites (Miyamoto et coll. 1979). Dans des systèmes terrestres, la demi-vie variait de 12 à 28 j selon le type de sol. Dans le cas de sols submergés, on a trouvé des vitesses de biodégradation semblables (Miyamoto 1977).

On possède peu de renseignements spécifiques traitant de la bioaccumulation du fénitrothion par les organismes aquatiques. Après exposition au fénitrothion pendant 21 j dans un modèle d'écosystème aquatique, on a trouvé les facteurs de bioconcentration suivants: 181 chez une algue, 69 chez *Daphnia pulex*, 33 chez un gastéropode (*Cipango paludina japonica* Martens) et 48 chez la carpe (*Cyprinus carpio*) (Worthing 1983). Chez des truites arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) d'un an et de moins d'un an et chez un méné (*Pseudorasbora parva*) exposés au fénitrothion (0,1 µg·L^{-1}), on a trouvé des facteurs de bioconcentration de 230, 250 et 200 respectivement. Après transfert en eaux exemptes de fénitrothion, la dépuration était rapide et, en 5 j, on observait une diminution des teneurs résiduelles par un facteur de 1000 (Miyamoto 1977). Chez la truite, on a rapporté une demi-vie inférieure à 1 j pour le fénitrothion (Lockhart et coll. 1984).

6.3.15.5.3.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Armstrong, J.A. 1985. Communication personnelle. Section de recherche sur les pesticides, Direction générale des services techniques et de recherche, Service canadien des forêts, Agriculture Canada, Ottawa.

Ayer, W.C., G.L. Brun, D.C. Eid, W. Ernst, V.N. Mallet, R.A. Matheson et P.J. Silk. 1984. Persistence of Aerially Applied Fenitrothion in Water, Soil, Sediment and Balsam Fir Foliage. Maritime Forest Research Centre, Canadian Forestry Service, Fredericton, New Brunswick. Information Report M-X-153.

CNRC. 1976. Fénitrothion: effets de son utilisation sur l'état de l'environnement, et sa chimie. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 14105. 164 pp.

CNRC. 1977. Fénitrothion: effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers – situation actuelle. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16074. 20 pp.

Eidt, D.C. et K.M.S. Sundaram. 1975. The insecticide fenitrothion in headwater streams from large-scale forest spraying. Can. Entomol. 107: 735-742.

Eto, M. 1979. Organophosphorus Pesticides: Organic and Biological Chemistry. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida. 387 pp.

Greenhalgh, R., K.L. Dhawan et P. Weinberger. 1980. Hydrolysis of fenitrothion in model and natural aquatic systems. J. Agric. Food Chem. 28: 102-105.

Hirakoso, S. 1969. Inactivating effects of microorganisms on insecticidal activity of Dursban. Jpn. J. Exp. Med. 39: 17-20. (Mentionnée dans CNRC 1976.)

Lockhart, W.L., D.A. Metner et N. Grift. 1973. Biochemical and residue studies on rainbow trout following field and laboratory exposures to fenitrothion. Monit. Entomol. 7: 26-36. (Mentionnée dans CNRC 1976.)

Lockhart, W.L., J.F. Flannagan, R.P. Moody, P. Winberger et R. Greenhalgh. 1977. Fenitrothion monitoring in southern Manitoba. *Dans* Comptes rendus du symposium sur le fénitrothion: les effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers. J.R. Roberts, R. Greenhalgh et W.K. Marshall (rédacteurs). Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16073. pp. 233-252.

Lockhart, W.L., D.A. Menter, B.N. Billeck, G.P. Rawn et D.C.G. Muir. 1984. Bioaccumulation of some forestry pesticides in fish and aquatic plants. *Dans* Chemical and Biological Controls in Forestry. W.Y. Gardner and J. Harvey (eds.). Am. Chem. Soc. Symp. Ser. No. 238. pp. 298-315.

Maguire, R.J. et E.J. Hale. 1980. Fenitrothion sprayed on a pond: kinetics of its distribution and transformation in water and sediment. J. Agric. Food Chem. 28: 372-378.

McKee, J.E. et H.W. Wolf. 1963. Water Quality Criteria. 2nd edition. California State Water Resources Control Board, California Report 3-A. pp. 234-237.

Miyamoto, J. 1972. Metabolism of organophosphorus compounds and carbamate pesticides. Pestic. Chem. 6: 319-324.

Miyamoto, J. 1977. Degradation of fenitrothion in terrestrial and aquatic environments including photolytic and microbial reactions. *Dans* Comptes rendus du symposium sur le fénitrothion: les effets à long terme de son utilisation dans les écosystèmes forestiers. J.R. Roberts, R. Greenhalg et W.K. Marshall (rédacteurs). Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 16073. pp. 105-134.

Miyamoto, J., Y. Takimoto et K. Mihara. 1979. Metabolism of organophosphorus insecticides in aquatic organisms, with special emphasis on fenitrothion. *Dans* Pesticide and Xenobiotic Metabolism in Aquatic Organisms. M.A.Q. Khan, J.J. Lech and J.J. Menn (eds.). Am. Chem. Soc. Ser. No. 99. pp. 3-20.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Penney, G.H. 1971. Summary Report on the Effects of Forest Spraying in New Brunswick in 1971 on Juvenile Atlantic Salmon and Aquatic Insects. Rapport remis au groupe d'experts par E.W. Burridge, Service canadien des pêches, Environnement Canada, Halifax (Nouvelle-Ecosse). (Mentionnée dans CNRC 1976.)

Spillner, C.J., V.M. Thomas et J.R. Debaun. 1979. Effect of fenitrothion on microorganisms which degrade leaf-litter and cellulose in forest soils. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 23: 601-606.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

Sundaram, K.M.S. 1973. Degradation Dynamics of Fenitrothion in Aqueous Systems. Institut de recherche en répression chimique, Agriculture Canada, Ottawa. Information Report CC-X-44. 19 pp. (Mentionnée dans CNRC 1976.)

Sundaram, K.M.S. 1974. Distribution and Persistence of Fenitrothion Residues in Foliage, Soil and Water in Larose Forest. Institut de recherche en répression chimique, Agriculture Canada, Ottawa. Information Report CC-X-64. 43 pp. (Mentionnée dans CNRC 1976.)

Truchlick, S., I. Drabek, I. Kovac et S. Gager. 1972. Metathion – a new low-toxicity organophosphorus insecticide. *Dans* Proc. 3rd Conf. on Chemistry and Application of Organophosphorus Compounds. U.S. Dep. of Commerce. U.S. NTIS JPRS 57825. p. 129. (Mentionnée dans CNRC 1976.)

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 261.

Zitko, V. et T.D. Cunningham. 1974. Fenitrothion Derivatives and Isomers, Hydrolysis, Adsorption and Biodegradation. Fish. Mar. Serv. Tech. Rep. No. 458. 27 pp. (Mentionnée dans CNRC 1976.)

6.3.15.5.4 Glyphosate

6.3.15.5.4.1 Utilisations et production

Le glyphosate, qui a été introduit en 1971, est un herbicide de postlevée non sélectif; son sel de mono(isopropylammonium) (Roundup) est efficace contre les plantes vivaces à racines profondes et contre les graminées, les joncs et les mauvaises herbes latifoliées annuels et bisannuels (Eto 1979; Büchel 1983; Worthing 1983). Un seul produit est homologué au Canada pour usage commercial et domestique non sélectif contre les mauvaises herbes sur les terres non cultivées (emprises, terrains industriels, fossés secs, rénovation de gazons, terrains utilisés à des fins récréatives, aéroports, etc.), et en agriculture sur certaines terres agricoles (céréales, pomme de terre, maïs, fève soya, betterave à sucre, etc.) (Environnement Canada/Ministère de l'Environnement du Québec 1984).

On ne dispose d'aucune donnée sur les importations (Statistique Canada 1983), probablement parce qu'il n'y a qu'un seul distributeur autorisé de glyphosate au Canada et que les données en question ne sont pas divulguées pour protéger ses intérêts. Les agriculteurs québécois ont acheté du glyphosate en 1982, mais on ne possède aucune donnée sur les quantités (Agriculture Canada 1985). Le glyphosate a été utilisé en Ontario en 1983 (76 350 kg) sur les produits de champs, les fruits et les légumes ainsi que sur le bord des routes (Ontario Ministry of Agriculture and Food 1984).

Le glyphosate est aussi connu sous d'autres noms au Canada: acide (phosphonométhylamino)-2 acétique présent sous forme du sel d'isopropylammonium, et Roundup (Agriculture Canada 1984; Environnement Canada/Ministère de l'Environnement du Québec 1984).

6.3.15.5.4.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le glyphosate peut pénétrer dans le milieu aquatique au moment de son utilisation comme herbicide aquatique, par déversement ou rejet accidentel, et par rejet avec les déchets au moment de la production, de l'emballage, du stockage et de l'utilisation. Lorsqu'on s'en sert de la façon prévue à des fins agricoles, sylvicoles et horticoles, les risques de contamination du milieu aquatique par lessivage dans le sol ou par ruissellement semblent faibles, principalement en raison de l'absorption rapide par la végétation et de la sorption sur les particules de sol (Brønstad et Friestad 1985).

6.3.15.5.4.3 Concentrations dans l'environnement

Il existe peu de renseignements sur les résidus de glyphosate dans le milieu aquatique. L'épandage de glyphosate par voie aérienne sur un lac à raison de 0,75 $kg \cdot ha^{-1}$ entraînait, immédiatement après le traitement, une concentration de 0,7 $mg \cdot L^{-1}$ dans les eaux de surface; il ne restait aucune trace une heure après l'épandage (Lund-Høie 1985). On s'est servi de glyphosate pour lutter contre les mauvaises herbes émergentes et poussant sur le bord des plans d'eau, et contre

les mauvaises herbes flottantes; on a signalé des taux d'épandage d'environ 1-10 $kg \cdot ha^{-1}$ et 1-3,5 $kg \cdot ha^{-1}$ respectivement. On ne possède cependant aucun renseignement sur les résidus dans l'eau après un traitement (Lund-Høie 1985). Les résultats des échantillonnages effectués en vue de déceler la présence de glyphosate ne sont pas consignés dans la base de données NAQUADAT (1985).

6.3.15.5.4.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le glyphosate, ou acide (phosphonométhylamino)-2 acétique (masse moléculaire = 169,1) (figure 6-34), est un solide incolore ayant un point de fusion de 200 °C et une solubilité dans l'eau de 12 $g \cdot L^{-1}$ à 25 °C (Eto 1979; Büchel 1983; Worthing 1983). Il est insoluble dans la plupart des solvants organiques courants et possède un faible coefficient de partage octanol/eau (6×10^{-4} pour une concentration de glyphosate de 20 $mg \cdot L^{-1}$) (Tooby 1985). Le sel de mono(isopropylammonium) du glyphosate (Roundup) est beaucoup plus soluble dans l'eau que l'acide dont il dérive.

Lorsqu'il est appliqué sur la végétation, le glyphosate est rapidement absorbé par le feuillage et redistribué dans la plante (Worthing 1983). Ce produit est fortement adsorbé sur les particules de sol où il peut être décomposé, principalement par l'action des bactéries (Worthing 1983; Grossbard et Atkinson 1985).

Parmi les divers processus déterminant le devenir du glyphosate dans le milieu aquatique, les plus importants sont l'adsorption sur les matières particulaires et la dégradation microbienne (Grossbard et Atkinson 1985).

L'adsorption du glyphosate sur le sol est rapide et quantitative et se fait par la portion acide phosphorique de la molécule. La teneur en matières organiques et le pH du sol semblent avoir peu d'effet sur l'adsorption qui, cependant, peut être réduite par l'addition de phosphate inorganique (Tortensson 1985). Une fois dans le sol, le glyphosate semble être pratiquement immobile en conditions normales. Un pH élevé et de fortes teneurs en phosphate inorganique peuvent augmenter légèrement sa mobilité (Tortensson 1985). Des études effectuées sur le terrain et en laboratoire et portant sur le lessivage et le ruissellement ont montré que le glyphosate n'était pas déplacé considérablement (Rueppel et coll. 1977; Edwards et coll. 1980).

L'hydrolyse chimique, l'oxydation et la volatilisation ne semblent pas jouer un rôle important dans l'élimination du glyphosate du milieu aquatique (Comes et coll. 1976; Ruppel et coll. 1977; Brønstad et Friestad 1985; Tooby 1985; Tortensson 1985). Lors d'irradiations en laboratoire dans de l'eau désionisée stérile et dans de l'eau naturelle stérile, une certaine proportion du glyphosate était photolysée; cependant, la pertinence de ces études dans des conditions environnementales n'a pas été établie (Rueppel et coll. 1977; Brønstad et Friestad 1985).

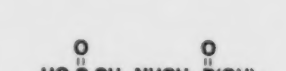


Figure 6-34. Glyphosate.

La dégradation microbienne semble être le principal mécanisme d'élimination destructive du glyphosate dans le milieu terrestre et le milieu aquatique. Elle se produit en conditions aérobies et anaérobies. On a constaté que la vitesse de dégradation du glyphosate dans le sol variait considérablement, la demi-vie allant de quelques jours à plusieurs mois, voire des années. La vitesse de dégradation n'a pas été reliée à un paramètre quelconque du sol, mais plutôt à l'activité microbienne en général. Le principal produit de dégradation est l'acide aminométhylphosphonique (AMPA) qui est, lui aussi, biodégradable. Habituellement, la dégradation de l'AMPA est plus lente que celle du glyphosate, probablement à cause d'une adsorption plus forte sur les matières particulaires (Tortensson 1985).

On considère que le glyphosate est rapidement dissipé de l'eau. Au cours d'études en laboratoire effectuées en conditions aérobies et anaérobies, le glyphosate était rapidement éliminé de l'eau non stérile, la demi-vie étant alors inférieure à 28 j (Rueppel et coll. 1977). Le principal métabolite était l'AMPA. Dans un étang à échelle réduite, sans écoulement, ayant un diamètre de 2 m et une profondeur de 0,5 m, la demi-vie était d'environ 12 j. Au cours d'expériences sur des eaux naturelles riches en matières particulaires et renfermant une microflore très variée, l'élimination du glyphosate de l'eau était très rapide à un faible pH. Dans des eaux aérobies à pH 4,2, la demi-vie était de 7 semaines (Tooby 1985). Au cours d'études sur le terrain, on a trouvé que le glyphosate était éliminé rapidement de l'eau stagnante d'un étang, avec une demi-vie de 12 h; cette dissipation rapide était attribuée à l'adsorption sur les matières particulaires ainsi qu'à la dégradation microbienne (Tooby 1985). Selon la charge de matières solides en suspension et selon l'activité microbienne dans l'eau, le glyphosate peut être transporté à quelques kilomètres en aval de la zone ayant fait l'objet d'une application aquatique (Comes et coll. 1976).

L'accumulation du glyphosate n'est pas importante, prévoit-on, chez les organismes aquatiques. Chez le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) exposé à une concentration de 0,6 $mg \cdot L^{-1}$ pendant 28 j, le facteur de bioconcentration était de 1,6. L'exposition de truites arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), d'achigans à grande bouche (*Micropterus salmoides*) et de barbues de rivière (*Ictalurus punctatus*) pendant 14 j à 10 $mg \cdot L^{-1}$ de glyphosate entraînait des facteurs de bioconcentration de 0,03, 0,04 et 0,18 respectivement. Les conditions d'équilibre étaient atteintes après 7 j chez la truite arc-en-ciel et l'achigan à grande bouche, mais non chez la barbue de rivière. L'élimination était rapide, la demi-vie biologique étant de 4-6 j chez la truite arc-en-ciel et l'achigan à grande bouche (Sacher 1978a, b).

6.3.15.5.4.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Agriculture Canada. 1985. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/85.

Brønstad, J.O. et H.O. Friestad. 1985. Behaviour of glyphosate in the aquatic environment. *Dans* The Herbicide Glyphosate. E. Grossbard and D. Atkinson (eds.). Butterworth and Co. Publ. Ltd., London. pp. 200-205.
Büchel, K.H. (ed.). 1983. Chemistry of Pesticides. John Wiley & Sons, New York. 518 pp.
Comes, R.D., V.F. Bruns et A.D. Kelley. 1976. Residues and persistence of glyphosate in irrigation water. Weed Sci. 24: 47-50.
Edwards, W.M., G.B. Triplett, Jr. et R.M. Kramer. 1980. A watershed study of glyphosate transport in runoff. J. Environ. Qual. 9: 661-665.
Environnement Canada/Ministère de l'Environnement du Québec. 1984. Les pesticides en agriculture au Québec en 1982. Service de la protection de l'environnement/Service de l'assainissement agricole, Montréal (Québec). 134 pp.
Eto, M. 1979. Organophosphorus Pesticides: Organic and Biological Chemistry. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida. 387 pp.
Grossbard, E. et D. Atkinson (eds.). 1985. The Herbicide Glyphosate. Butterworth and Co. Publ. Ltd., London. 490 pp.
Lund-Høie, K. 1985. Efficacy of glyphosate in forest plantations. *Dans* The Herbicide Glyphosate. E. Grossbard and D. Atkinson (eds.). Butterworth and Co. Publ. Ltd., London. pp. 328-338.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Ontario Ministry of Agriculture and Food. 1984. Survey of Pesticide Use in Canada, 1983. Economics Information Rep. No. 84-05. 39 pp.
Rueppel, M.L., B.B. Brightwell, J. Schaefer et J.T. Marvel. 1977. Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water. J. Agric. Food Chem. 25: 517-528.
Sacher, R.M. 1978a. Safety of Roundup in the Aquatic Environment. *Dans* Proc. Eur. Weed Res. Soc. 5th Symp. on Aquatic Weeds. Amsterdam, Netherlands. pp. 315-322. (Mentionnée dans Tooby 1985.)
Sacher, R.M. 1978b. Roundup, Seminar, Madrid. March 1978. pp. 3-23. (Mentionnée dans Tooby 1985.)
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Tooby, T.E. 1985. Fate and biological consequences of glyphosate in the aquatic environment. *Dans* The Herbicide Glyphosate. E. Grossbard and D. Atkinson (eds.). Butterworth and Co. Publ. Ltd., London. pp. 206-217.
Tortensson, L. 1985. Behaviour of glyphosate in soils and its degradation. *Dans* The Herbicide Glyphosate. E. Grossbard and D. Atkinson (eds.). Butterworth and Co. Publ. Ltd., London. pp. 137-150.
Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 303.

6.3.15.5.5 Guthion

6.3.15.5.5.1 Utilisations et production

Le guthion (azinphos-méthyl) est un acaricide et un insecticide non systémique à large spectre qui persiste longtemps et qui est surtout efficace contre les insectes piqueurs et suceurs (Worthing 1983; Agriculture Canada 1984). On en fait le commerce à des fins agricoles pour protéger certains fruits, des légumes, des cultures de plein champ, des noix, des arbres ombreux et les forêts (Eto 1979; Worthing 1983). Parmi les six produits homologués au Canada, un seul peut avoir un usage commercial alors que les cinq autres ont un usage restreint sur certaines fèves, des fruits et des légumes et sur les fleurs ornementales, les arbres et les arbustes (Statistique Canada 1984).

Le tableau 6-152 donne les quantités du guthion importées au Canada.

Tableau 6-152. Importations de guthion au Canada

Composé	Quantité (t)		
	1981	1982	1983
Guthion, qualité technique	50	—	89
Guthion, préparation pesticide	67	50	30

Sources: Statistique Canada 1983, 1984.

6.3.15.5.5.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Bien que les données sur les modes d'utilisation du guthion soient rares, la National Academy of Sciences (NAS 1975) rapportait l'épandage d'environ $1,2 \times 10^6$ kg de guthion dans les zones agricoles des Etats-Unis en 1971.

Il n'existe aucune donnée spécifique sur le déplacement du guthion après l'épandage; par contre, vu sa solubilité assez grande dans l'eau, la lixiviation dans les sols agricoles et le ruissellement sur ceux-ci devraient en entraîner des quantités importantes dans les plans d'eau (NAS 1975).

6.3.15.5.5.3 Concentrations dans l'environnement

Il existe peu de renseignements sur les concentrations de guthion présentes dans les eaux de surface canadiennes. Les régions de l'Atlantique et de l'Ouest étaient les seules à rapporter des concentrations de guthion dans la base de données NAQUADAT: dans chacun des 23 échantillons prélevés pour dosage du guthion dans la région de l'Atlantique entre 1980 et 1985, les concentrations de cette substance étaient inférieures à la limite de détection de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$; dans la région de l'Ouest, les 164 échantillons dosés entre 1980 et 1985 renfermaient des concentrations inférieures à 0,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$) (NAQUADAT 1985). En 1983 et 1984, une étude préliminaire portant sur la présence de pesticides agricoles dans les bassins versants au Manitoba a révélé de faibles concentrations de guthion ($<0,5$ $\mu g \cdot L^{-1}$) dans la rivière LaSalle (Williamson 1984).

6.3.15.5.5.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le guthion (azinphos-méthyl; dithiophosphate de *O,O*-diméthyle et de *S*-(3,4-dihydro-4-oxobenzo[d][1,2,3]triazin-3-ylméthyle) (figure 6-35) est un solide incolore ayant une masse moléculaire de 317,3 et un point de fusion de 73-74 °C. Il est soluble dans l'eau (33 $mg \cdot L^{-1}$ à 20 °C) (Worthing 1983; Verschueren 1983) et sa pression de vapeur est faible (<1 µPa à 20 °C) (Worthing 1983).

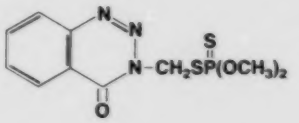


Figure 6-35. Guthion.

L'hydrolyse est le seul processus déterminant le devenir aquatique du guthion qui ait été étudié de façon systématique (NAS 1977; CMI 1978). A la suite d'une étude en laboratoire, dans l'intervalle de températures et de pH caractéristique de l'environnement, on a évalué la demi-vie d'hydrolyse du guthion à 21-28 jours (Heuer et coll. 1974). On a cependant montré que la vitesse d'hydrolyse du guthion dépendait du pH, la réaction étant plus rapide à pH plus élevé. Dans l'intervalle de pH 5,1-8,4, tant en laboratoire qu'en eaux naturelles, on a trouvé une demi-vie de 30-70 j (Weiss et Gakstatter 1965).

Des études effectuées dans de l'eau d'étang ont permis de trouver des demi-vies variant de 30 h (Flint et coll. 1970) à 48 h (Meyer 1965), alors que, en laboratoire, la demi-vie en solution aqueuse est d'environ 240 h (Flint et coll. 1970). Le fait que la disparition du guthion fut plus rapide dans l'eau d'étang a été attribué à la photolyse et à l'action microbienne (CMI 1978).

6.3.15.5.5.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

CMI. 1978. Guthion. *Dans* Group 2 – New and Revised Specific Water Quality Objectives. Proposed for the 1972 Agreement Between the U.S. and Canada on Great Lakes Water Quality. Great Lakes Water Quality Board, Commission mixte internationale, Windsor (Ontario). pp. 78-80.

Eto, M. 1979. Organophosphorus Pesticides: Organic and Biological Chemistry. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida. 387 pp.

Flint, D.R., O.D. Church, H.R. Shaw et J. Arman. 1970. Soil runoff, leaching and adsorption and water stability with guthion. Chemagro Report 28936. Kansas City, Missouri. (Mentionnée dans CMI 1978.)

Heuer, R., B. Yaron et Y. Birk. 1974. Guthion half-life in aqueous solutions and on glass surfaces. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11: 532-537.

Meyer, F.P. 1965. The experimental use of guthion as a selective fish eradicator. Trans. Am. Fish. Soc. 94: 203-209. (Mentionnée dans CMI 1978.)

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1975. Pest Control: An Assessment of Present and Alternative Technologies. Vol. 1. Contemporary Pest Control Practices and Prospects: The Report of the Executive Committee. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. (Mentionnée dans NAS 1977.)

NAS. 1977. Drinking Water and Health. Safe Drinking Water Committee. National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 939 pp.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

Weiss, C.M. et J.H. Gakstatter. 1965. The decay of anticholinesterase activity of organic phosphorus insecticides on storage in water of different pH. Proc. 2nd Int. Water Pollut. Res. Conf., August 1964, Tokyo. Adv. Water Pollut. Res. 1: 83-102. (Mentionnée dans NAS 1977.)

Williamson, D.A. 1984. A Preliminary Investigation into the Presence of Agricultural Pesticides in the La Salle and Assiniboine Rivers, Manitoba, Canada. Environmental Management Services Branch, Manitoba Department of Environment and Workplace Safety and Health. Water Standards and Studies Rep. No. 84-5.

Worthing, C.R. 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 26.

6.3.15.5.6 Malathion

6.3.15.5.6.1 Utilisations et production

L'utilisation du malathion est répandue; il s'agit d'un insecticide et d'un acaricide organophosphaté non systémique à large spectre, peu toxique pour les mammifères. On s'en sert surtout en agriculture et en horticulture. Le malathion est aussi utilisé pour lutter contre les ectoparasites animaux, les mouches, les insectes domestiques, les poux de tête et de corps et les moustiques (Eto 1979; Mulla et coll. 1981; Worthing 1983).

Les données les plus récentes sur la consommation remontent à 1977: 345,3 t de malathion furent alors vendues comme insecticide (sans tenir compte de l'utilisation comme fongicide) au Canada (Statistique Canada 1978). Le tableau 6-153 donne les quantités de malathion importées au Canada.

On désigne aussi le malathion sous le nom de Cythion (Agriculture Canada 1984).

6.3.15.5.6.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le malathion peut pénétrer dans le milieu aquatique par épandage direct et par ruissellement de surface à partir des zones traitées. Vu sa grande solubilité dans l'eau, il est à prévoir qu'une proportion importante du malathion épandu dans l'environnement terrestre vienne à pénétrer dans l'environnement aquatique par lixiviation et ruissellement (NAS 1977). Les seules données quantitatives que l'on possède sur l'utilisation du malathion comme larvicide à moustiques concernent l'épandage direct; il n'existe aucune donnée permettant de chiffrer son transport par voie indirecte (Mulla et coll. 1981).

6.3.15.5.6.3 Concentrations dans l'environnement

Il existe très peu de renseignements sur les concentrations de malathion existant dans l'environnement aquatique; ce fait est peut-être dû à la dégradation rapide du composé. Des teneurs résiduelles en malathion aussi faibles que 13-19 $ng \cdot L^{-1}$ furent trouvées dans des cours d'eau des régions cultivées du sud de l'Ontario (Miles 1976). Les régions de l'Atlantique et de l'Ouest sont les seules à rapporter des concentrations de malathion dans la base de données NAQUADAT (1985). Dans 22 des 23 échantillons prélevés entre 1980 et 1985 dans la région de l'Atlantique les concentrations étaient inférieures à la limite de détection (0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$). Le

Tableau 6-153. Importations de malathion au Canada

Composé	Quantité (t)		
	1981	1982	1983
Malathion, qualité technique	102	8	72
Malathion, préparation pesticide	111	58	248

Sources: Statistique Canada 1983, 1984.

seul échantillon où la concentration dépassait la limite de détection avait été prélevé dans un lac de la Nouvelle-Ecosse en 1984 et renfermait une concentration de 0,04 $\mu g \cdot L^{-1}$. Dans chacun des 164 échantillons prélevés dans la région de l'Ouest entre 1980 et 1985, la concentration de malathion était inférieure à 0,05 $\mu g \cdot L^{-1}$ (NAQUADAT 1985).

6.3.15.5.6.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le malathion (carbofos, dithiophosphate de *O,O*-diméthyle et de *S*-1,2-bis(éthoxycarbonyl)éthyle) (figure 6-36) est un liquide jaune ayant une masse moléculaire de 330,38, un point de fusion de 2,85 °C et un point d'ébullition de 156-157 °C à 93 Pa. Il est soluble dans l'eau (145 $mg \cdot L^{-1}$ à 25 °C) et sa pression de vapeur est faible (50 mPa à 20 °C) (Eto 1979; Worthing 1983). On a signalé avoir calculé pour le logarithme du coefficient de partage octanol/eau une valeur de 2,89 (Verschueren 1983).

L'hydrolyse et la dégradation microbiennes du malathion peuvent être assez faciles; on considère que ce composé est relativement non persistant dans les milieux terrestres et aquatiques (NAS 1977; Eto 1979; Mulla et coll. 1981).

L'hydrolyse du malathion est facile, tout comme celle des autres pesticides organophosphorés. La vitesse d'hydrolyse est minimale à pH 4. Une augmentation de vitesse est observée lorsque le pH s'écarte de cette valeur. Dans l'eau à 20 °C, la demi-vie d'hydrolyse varie entre 40 j à pH 6 et 1 j à pH 8 (Wolfe et coll. 1977).

L'exposition à la lumière solaire et à la lumière artificielle d'une solution de malathion (10 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans de l'eau de rivière brute contenue dans un bocal de verre scellé entraînait la dégradation de 75 % du produit en une semaine; après 4 semaines, la dégradation était complète. Lorsque la substance était dissoute dans de l'eau distillée, elle demeurait stable pendant 3 semaines, ce qui montre que la dégradation était d'origine biologique (Eichelberger et Lichtenberg 1971). La carboxyestérase de certaines bactéries de marais salants hydrolyse rapidement le malathion (Bourquin 1975).

Au cours d'une étude sur un poisson à épines (*Lagodon rhamboides*), on n'a observé aucune bioaccumulation après 24 h d'exposition au malathion à raison de 75 $ng \cdot L^{-1}$ (Cook et Moore 1976). L'absorbtion et le métabolisme du malathion ont été étudiés pendant 30 j chez un poisson d'eau douce (*Pseudorasbora parva*) dans de l'eau d'aquarium renfermant une concentration de malathion d'environ 1 $mg \cdot L^{-1}$. L'absorption était très lente et le métabolisme rapide; 7 j après la fin de l'exposition, les teneurs résiduelles étaient inférieures à 0,01 $mg \cdot L^{-1}$ (Kanazawa 1975). On rapportait une demi-vie de 0,5 j dans les muscles de la carpe (*Cyprinus carpio*) (Bender 1969).

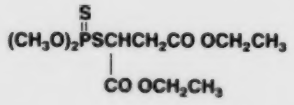


Figure 6-36. Malathion.

6.3.15.5.6.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Bender, M.E. 1969. Uptake and retention of malathion by the carp. Prog. Fish Cult. 31: 155-159.

Bourquin, A.W. 1975. Microbial Malathion Interaction in Artificial Saltmarsh Ecosystems. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis, Oregon. EPA-600/3-75-035.

Cook, G.H. et J.C. Moore. 1976. Determination of malathion, malaoxon, and mono- and dicarboxylic acids of malathion in fish, oyster and shrimp tissue. J. Agric. Food Chem. 24: 631-634. (Mentionnée dans Verschueren 1983.)

Eichelberger, J.W. et J.J. Lichtenberg. 1971. Persistence of pesticides in river water. Environ. Sci. Technol. 5: 541-544.

Eto, M. 1979. Organophosphorus Pesticides: Organic and Biological Chemistry. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida. 387 pp.

Kanazawa, J. 1975. Uptake and excretion of organophosphorus and carbamate insecticides by freshwater fish, Motsugo, *Pseudorasbora parva*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 14: 346-352.

Miles, J.R.W. 1976. Insecticide residues on stream sediments in Ontario, Canada. Pestic. Monit. J. 10: 87-91. (Mentionnée dans Mulla et coll. 1981.)

Mulla, M.S., L.S. Mian et J.A. Kawecki. 1981. Distribution, transport and fate of the insecticide malathion and parathion in the environment. Residue Rev. 81: 1-172.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

NAS. 1977. Drinking Water and Health. Safe Drinking Water Committee, National Academy of Sciences, U.S. National Research Council, Washington, D.C. 939 pp.

Statistique Canada. 1978. Ventes de produits antiparasitaires par les sociétés enregistrées du Canada 1977. Catalogue nº 46-212.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

Wolfe, N.L., R.G. Zepp, J.A. Gordon, G.L. Baugham et D.M. Cline. 1977. Kinetics of chemical degradation of malathion in water. Environ. Sci. Technol. 11: 88-93.

Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 337.

6.3.15.5.7 Parathion

6.3.15.5.7.1 Utilisations et production

Le parathion, ou parathion-diéthyl, et le parathion-méthyl, dont l'usage est plus répandu, sont des insecticides et des acaricides organophosphorés non systémiques à large spectre ayant une certaine activité comme fumigant. Ils sont utilisés presque uniquement en agriculture, sur les champs, les fourrages et les cultures maraîchères. Le parathion et le parathion-méthyl ont un large spectre d'activité biologique qui couvre à la fois les parasites piqueurs et suceurs et qui agit par contact, par injestion et par inhalation (Büchel 1983; Worthing 1983).

L'utilisation du parathion comme pesticide est homologuée au Canada; par contre, celle du parathion-méthyl ne l'est plus depuis 1953 (Agriculture Canada 1984). Le tableau 6-154 donne les importations canadiennes de parathion.

Tableau 6-154. Importations de parathion au Canada

Composé	Quantité (t)		
	1981	1982	1983
Parathion, qualité technique	6	9	0
Parathion, préparation pesticide	8	15	15

Sources: Statistique Canada 1983, 1984.

Le parathion est aussi connu au Canada sous les noms de Folidol et Niran (Agriculture Canada 1984).

6.3.15.5.7.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La majeure partie du parathion et du parathion-méthyl est utilisée en agriculture. Ces substances étant passablement solubles dans l'eau, il est donc probable qu'elles pénétreront en quantités importantes dans les plans d'eau soit par dérive des aérosols, soit par ruissellement et lessivage. Toutefois, il existe peu de données spécifiques à ce sujet. Des études faites sur le terrain ont montré que le parathion peut pénétrer dans les systèmes aquatiques, soit de façon directe lors de l'épandage pour lutter contre les moustiques et les autres parasites, soit de façon indirecte à partir des zones agricoles traitées (Miles et Harris 1978; Mulla et coll. 1981).

6.3.15.5.7.3 Concentrations dans l'environnement

En général, les concentrations de parathion et de parathion-méthyl dans l'eau sont assez faibles (de l'ordre du microgramme par litre) et disparaissent assez rapidement selon le pH, la température et la turbidité de l'eau. En général, un abaissement du pH et de la température ainsi qu'une augmentation de la turbidité entraînent une persistance accrue dans la colonne d'eau (Mulla et coll. 1981). On n'a décelé ni parathion-méthyl ni parathion (limite de détection = 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$) dans les eaux de surface des régions de l'Atlantique et de l'ouest du Canada (NAQUADAT 1985).

6.3.15.5.7.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le parathion (parathion-diéthyl, thiophosphate de *O,O*-diéthyle et de *O*-4-nitrophényle) (figure 6-37) est un liquide jaune pâle de masse moléculaire 291,3 et ayant un point d'ébullition de 157-162 °C à 80 Pa. Il est soluble dans l'eau (24 $mg \cdot L^{-1}$ à 25 °C) mais sa tension de vapeur est faible (5,0 mPa à 20 °C) (Worthing 1983). Le parathion est assez stable en solution neutre ou légèrement acide mais il s'hydrolyse rapidement en solution alcaline (Eto 1979; Verschueren 1983). Le parathion-méthyl (parathion-diméthyl, thiophosphate de *O,O*-diméthyle et de *O*-4-nitrophényle) (figure 6-37) est une poudre cristalline blanche de masse moléculaire 263,2 et ayant un point de fusion de 35-36 °C. Il est davantage soluble dans l'eau (55-60 $mg \cdot L^{-1}$) et semble moins stable que le parathion. Comme dans le cas des autres pesticides organophosphorés, le parathion et le parathion-méthyl sont facilement biodégradables. Ils sont aussi sensibles à l'hydrolyse, la photolyse et la sorption dans le milieu aquatique (Smith et coll. 1978).

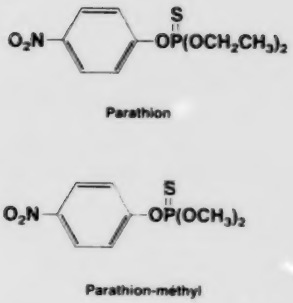


Figure 6-37. Parathion et Parathion-méthyl.

Le parathion et le parathion-méthyl peuvent être sorbés sur les argiles ainsi que sur les sols dans les milieux terrestre et aquatique. On a signalé des coefficients de partage par sorption de 5-30 qui sont, en gros, proportionnels à la teneur du sol en matières organiques (King et McCarty 1968; Saltzman et Yaron 1972). On a montré que le parathion-méthyl était sorbé par plusieurs sédiments naturels et par la montmorillonite: les coefficients de partage par sorption étaient de 46-60 et 100 respectivement. La sorption était plus importante sur les matières organiques (cellules de bactéries tuées par la chaleur) que sur les matières inorganiques et les coefficients de sorption variaient de 200 à 242 (Smith et coll. 1978).

Comme l'atome de phosphore des composés organophosphorés est électrophile, l'hydrolyse du parathion et du parathion-méthyl est facile. Les demi-vies d'hydrolyse à pH 6 et à 70 °C en solution éthanolique tamponnée (1:4) sont à peu près de 43 h pour le parathion et de 8 h pour le parathion-méthyl (Eto 1979). En eaux naturelles (<pH 8), la demi-vie d'hydrolyse du parathion-méthyl (26 $mg \cdot L^{-1}$) est d'environ 17-19 j (Smith et coll. 1978). Les produits de l'hydrolyse du parathion-méthyl sont le tiophosphate acide de *O*-méthyle et de *O*-*p*-nitrophényle, et le *p*-nitrophénol (Smith et coll. 1978).

Le parathion et le parathion-méthyl sont tous deux biodégradés dans les milieux terrestre et aquatique (Graetz et coll. 1970; Zuckermann et coll. 1970; Eichelberger et Lichtenberger 1971; Munnecke et Hsieh 1974; Munnecke 1976). Dans de l'eau de rivière brute contenue dans un bocal de verre scellé, exposée à la lumière solaire et à la lumière fluorescente, le parathion et le parathion-méthyl (10 $\mu g \cdot L^{-1}$) étaient dégradés en une semaine à 50 et à 75 % respectivement (Eichelberger et Lichtenberg 1971).

On a calculé le logarithme des coefficients de partage octanol/eau du parathion et du parathion-méthyl; leur valeur est de 3,81 et 2,04 respectivement (Verschueren 1983). Cependant, vu leur dégradation rapide dans l'environnement, on ne prévoit pas de bioaccumulation importante de ces composés (Büchel 1983). L'algue bleu-vert *Anacystis nidulans* et l'algue verte *Scenedesmus obliquus* concentraient le parathion par des facteurs respectifs de 50 et 70 après exposition pendant 7 j dans de l'eau en renfermant une concentration de 1 $mg \cdot L^{-1}$ (Gregory et coll. 1969). Au cours d'une étude effectuée sur la persistance dans un modèle de marais à canneberges, on a trouvé que la moule d'eau douce (*Elliptio complanatus*) concentrait le parathion (environ 1 $mg \cdot kg^{-1}$)

durant les 24 h suivant l'épandage. Toutefois, les teneurs résiduelles tombaient à 0,04 $mg \cdot L^{-1}$, 144 h après le traitement (Miller et coll. 1966). Exposé à une concentration de parathion de 0,02 $mg \cdot L^{-1}$, le fondule (*Fundulus complanatus*) concentrait les résidus jusqu'à une teneur de 1,68 $mg \cdot kg^{-1}$. Toutefois, la métabolisation et l'élimination étaient rapides (Miller et coll. 1966). On a rapporté des observations analogues chez la gambusie (*Gambusia affinis*) (Mulla et coll. 1966).

6.3.15.5.7.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Büchel, K.H. (ed.). 1983. Chemistry of Pesticides. John Wiley & Sons, New York. 518 pp.

Eichelberger, J.W. et J.J. Lichtenberg. 1971. Persistence of pesticides in river water. Environ. Sci. Technol. 5: 541-544.

Eto, M. 1979. Organophosphorus Pesticides: Organic and Biological Chemistry. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida. 387 pp.

Graetz, D., G. Chesters, T.C. Daniel, L.W. Newland et G.B. Lee. 1970. Parathion degradation in lake sediments. J. Water Pollut. Control Fed. 42: R76-R94.

Gregory, W.W., Jr., J.K. Reed et L.E. Priester, Jr. 1969. Accumulation of parathion and DDT by some algae and protozoa. J. Protozool. 16: 69-71. (Mentionnée dans Mulla et coll. 1981.)

King, P.H. et P.L. McCarty. 1968. A chromatographic model for predicting pesticide migration in soils. Soil Sci. 106: 248-261.

Miles, J.R.W. et C.R. Harris. 1978. Insecticide residue in water, sediments, and fish of the drainage system of the Holland Marsh, Ontario, Canada, 1972-75. J. Econ. Entomol. 71: 125-131. (Mentionnée dans Mulla et coll. 1981.)

Miller, C.W., B.M. Zucherman et A.J. Charig. 1966. Water translocation of diazinon-C^{14} and parathion-S^{35} of a model cranberry bog and subsequent occurrence in fish and mussels. Trans. Am. Fish. Soc. 95: 345-349. (Mentionnée dans Mulla et coll. 1981.)

Mulla, M.S., J.O. Keith et F.A. Gunther. 1966. Persistence and biological effects of parathion residues in waterfowl habitats. J. Econ. Entomol. 59: 1085-1090. (Mentionnée dans Mulla et coll. 1981.)

Mulla, M.S., L.S. Mian et J.A. Kawecki. 1981. Distribution, transport and fate of the insecticides malathion and parathion in the environment. Residue Rev. 81: 1-172.

Munnecke, D.M. 1976. Enzymatic hydrolysis of organophosphate insecticides. A possible pesticide disposal method. Appl. Environ. Microbiol. 32: 7-13.

Mennecke, D.M. et D.P.H. Hsieh. 1974. Microbial decontamination of parathion and *p*-nitrophenol in aqueous media. Appl. Microbiol. 26: 212-217.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Saltzman, S. et B. Yaron. 1972. Parathion adsorption from aqueous solutions as influenced by soil components. Pestic. Chem. 6: 87-100. (Mentionnée dans Smith et coll. 1978.)

Smith, J.C., W.R. Mabey, N. Bohonos, B.R. Holt, S.S. Lee, T.-W. Chou, D.C. Bomburger et T. Mill. 1978. Environmental Pathways of Selected Chemicals in Freshwater Systems. Part II. Laboratory Systems. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia. pp. 248-293.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Statistique Canada. 1984. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1983. Catalogue nº 65-207.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data in Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. 695 pp.

Zuckermann, B.N., K. Deubert, M. Mackiewicz et H. Gunner. 1970. Studies on biodegradation of parathion. Plant Soil 33: 273-281.

6.3.15.6 Composés de pyridinium

6.3.15.6.1 Diquat et paraquat

6.3.15.6.1.1 Utilisations et production

Le diquat est un herbicide de contact pour le traitement de postlevée des mauvaises herbes dans les jardins domestiques, en bordure des entrées asphaltées et des patios, autour des arbres et le long des haies. Ses utilisations commerciales sont les suivantes: défanage de la pomme de terre, dessiccation du canola, destruction de la spergule des champs qui envahit l'avoine, des mauvaises herbes latifoliées et autres sur les terres non cultivées, et destruction de la végétation qui pousse autour des bâtiments ou dans les allées. Son utilisation est restreinte en ce qui concerne la destruction des mauvaises herbes dans les fossés, les réservoirs d'eau et les étangs des fermes dans lesquels l'eau stagne ou s'écoule lentement, ainsi que dans les lacs et les canaux. Six sociétés détiennent un certificat d'enregistrement pour la commercialisation au Canada de huit produits renfermant du diquat: quatre pour usage domestique, trois pour usage commercial et un pour usage restreint seulement (Agriculture Canada 1985).

Le paraquat est un herbicide de contact, non sélectif, utilisé en traitement de postlevée. Il est homologué pour des utilisations analogues à celles du diquat. Parmi ses utilisations commerciales, on compte la destruction des conifères pour la régénération des pâturages et l'application comme herbicide résiduel sur les asperges, les raisins, les fruits et les légumes et sur les terres non cultivées. L'utilisation du paraquat est restreinte en ce qui concerne la destruction des mauvaises herbes, des quenouilles, des joncs et des herbes émergées dans les fossés d'irrigation et de drainage, les étangs, les lacs, les cours d'eau et les rivières, ou à proximité de ces endroits. Au Canada, quatre sociétés détiennent un certificat d'enregistrement pour la commercialisation de neuf produits contenant du paraquat (quatre pour usage domestique, quatre pour usage commercial et un pour usage restreint) (Agriculture Canada 1985).

En 1982, le Canada a importé 119 t de diquat en préparation herbicide; en 1981, on ne signalait aucune importation de ce produit. En 1981 et 1982, le Canada a importé 42 et 245 t respectivement de paraquat en préparation herbicide (Statistique Canada 1983).

Au Canada, le diquat est aussi connu sous d'autres noms: Aquacide, Reglone et herbicide liquide Reglone A. Les autres noms du paraquat utilisés au Canada sont: Gramoxone, Weedol, herbicide agricole liquide Gramoxone, et herbicide résiduel en suspension liquide Terraklene (Agriculture Canada 1984; Environnement Canada/Ministère de l'Environnement du Québec 1984).

6.3.15.6.1.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Le diquat et le paraquat peuvent être ajoutés directement dans l'eau pour détruire les mauvaises herbes aquatiques; lors d'un traitement typique, on obtient des concentrations

initiales de 1 $mg \cdot L^{-1}$. La sorption par la matière inorganique et organique diminue rapidement la concentration de ces herbicides dans l'eau (Crzenda et coll. 1966; Calderbank 1972). Dans une étude portant sur le ruissellement de pesticides à la suite d'applications dans des champs, on a déterminé qu'au plus 1,5 % de la quantité appliquée se retrouvait dans les eaux de ruissellement. Les pesticides fortement liés à des particules d'argile, comme les herbicides de type bipyridinium, se retrouvaient principalement dans la phase sédimentaire des eaux de ruissellement (Smith et coll. 1978). Le diquat et le paraquat sont tous les deux rapidement sorbés dans le sol. Ces herbicides seront donc relativement immobiles, prévoit-on, dans les systèmes terrestres-aquatiques (Coats et coll. 1966; Grover et coll. 1980).

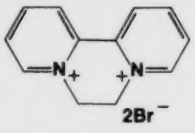
6.3.15.6.1.3 Concentrations dans l'environnement

Sauf durant la période qui suit immédiatement le traitement, les concentrations de diquat et de paraquat dans l'eau sont très faibles ou non décelables. Comme ces produits sont rapidement absorbés par les plantes aquatiques puis sorbés dans les sédiments après la mort et la décomposition de ces végétaux, ils ne sont pas dispersés dans l'ensemble de la colonne d'eau (Coats et coll. 1966; Grover et coll. 1980). On ne fournit aucun résultat relatif à l'échantillonnage du diquat ou du paraquat dans la base de données NAQUADAT (1985).

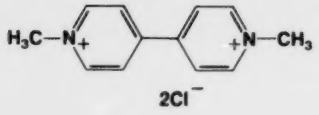
6.3.15.6.1.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Le diquat (ion 1,1′-éthylène-2,2′-bipyridinium) et le paraquat (ion 1,1′-diméthyle-4,4′-bipyridinium) (figure 6-38) sont des herbicides de type bipyridinium qui provoquent rapidement la dessiccation des plantes vertes et particulièrement des plantes dicotylédones (Summers 1980; Büchel 1983; Worthing 1983). En préparation, le diquat se présente sous forme de dibromure, et le paraquat, sous forme de dichlorure; les deux sels sont solubles dans l'eau (700 $g \cdot L^{-1}$ à 20 °C) (Worthing 1983).

Le dibromure de diquat, qui est un solide, se décompose à 300 °C et possède une pression de vapeur inférieure à 13 µPa. De même, le dichlorure de paraquat se décompose à 300 °C et possède une pression de vapeur négligeable à la température



Diquat



Paraquat

Figure 6-38. Diquat et Paraquat.

ambiante (Worthing 1983). Ces deux herbicides sont rapidement absorbés par les tissus des plantes vertes qui meurent ensuite, dès qu'elles sont exposées à la lumière. On considère que les herbicides sont inactivés lorsqu'ils entrent en contact avec le sol (Worthing 1983; OMS 1984). Dans le cas du paraquat, la valeur calculée expérimentalement du coefficient de partage avec le carbone organique du sol (K_{co}) est d'environ 15 000. On a calculé des facteurs de bioconcentration inférieurs à 1 et de 1600 respectivement, à partir de la solubilité dans l'eau et du K_{co} (Kenaga 1980).

En général, le diquat et le paraquat se dissipent rapidement dans les systèmes aquatiques naturels par sorption sur les sédiments et les matières en suspension, par absorption dans les plantes aquatiques et les algues et sorption sur celles-ci (Summers 1980; Corwin et Farmer 1984). Les herbicides peuvent être libérés par décomposition des tissus végétaux, puis sorbés de nouveau par les sédiments (Summers 1980). De nombreuses études effectuées dans des systèmes aquatiques naturels ont mis en évidence une élimination initiale rapide du diquat et du paraquat de l'eau. Des concentrations initiales de 1-5 $mg \cdot L^{-1}$ dans des eaux naturelles deviennent généralement non décelables en l'espace de 8-27 j. Normalement, les concentrations diminuent très rapidement au cours des premiers jours qui suivent le traitement; la dissipation du paraquat semble être un peu plus lente que celle du diquat (Summers 1980). Le diquat et le paraquat semblent relativement persistants dans les hydrosols des systèmes aquatiques et dans les sols des systèmes terrestres. Ces deux herbicides sont fortement adsorbés sur les particules d'argile. Il semble aussi que leur désorption à partir de particules de sol soit lente (Weber et coll. 1965; Coats et coll. 1966). Sous les sols et les eaux renfermant de la matière organique, ces herbicides peuvent être sorbés sur des substances humiques (Khan 1980; Narine et Guy 1982). Des études ont montré que le paraquat peut migrer à partir de la matière organique du sol vers des particules de minéraux argileux et persister ainsi longtemps dans les fractions argileuses. Sous certaines conditions, il peut arriver que les pesticides fortement liés, comme les herbicides de type bipyridinium, soient transportés latéralement et verticalement lors des processus d'érosion, de ruissellement et de lessivage du sol (Vinten et coll. 1983). Cependant, on n'a pas encore déterminé l'étendue et l'importance des processus de transport de matière fortement liée. Le diquat et le paraquat fortement liés aux sédiments et aux boues de fond semblent relativement inaccessibles à la décomposition microbienne (Summers 1980).

Des solutions aqueuses de diquat et, dans une moindre mesure, de paraquat peuvent être dégradées en présence de lumière solaire. On a constaté que ces deux herbicides étaient dégradés rapidement sur la surface des plantes et en solutions aqueuses lorsqu'ils étaient exposés à une lumière ultraviolette artificielle. Toutefois, la dégradation est beaucoup plus lente en présence de lumière solaire (Black et coll. 1966; Slade et Smith 1967; Smith et Grove 1969; Calderbank et Slade 1976; Cavell 1979). En présence de lumière solaire, la quantité de paraquat dégradée en solutions aqueuses était négligeable (Slade 1965), tandis que 70 % du diquat était perdu en trois semaines (Smith et Grove 1969). La dégradation photochimique sur la surface des plantes était un processus plus impor-

tant, 66 % du paraquat était perdu en trois semaines (Slade 1966) et 90 % du diquat en une semaine (Calderbank 1968).

Le diquat et le paraquat possèdent une pression de vapeur très faible et sont considérés comme des substances non volatiles. Des dépôts secs de l'un ou l'autre de ces produits exposés à la température ambiante n'accusaient aucune perte mesurable après environ 9 semaines (Coats et coll. 1966). La dégradation chimique n'est probablement pas un important mécanisme d'élimination du diquat et du paraquat contenus dans l'eau (Hance 1967).

On a identifié de nombreux microorganismes du sol pouvant dégrader le diquat et le paraquat (Haley 1979); toutefois, on a conclu que la dégradation microbienne dans des conditions sur le terrain serait peu importante et ne se produirait que pendant une courte période après l'application (Burns et Audus 1970). La dégradation microbienne du diquat et du paraquat fortement liés dans le sol est lente (Smith et coll. 1976). Néanmoins, des études à long terme réalisées sur le terrain ont révélé que 5-10 % du produit était perdu annuellement, mais cette perte n'est probablement pas attribuable uniquement à la dégradation microbienne. Une telle vitesse d'élimination est supérieure, estime-t-on, à la vitesse nécessaire pour empêcher la saturation de la capacité de désactivation des sols (Hance et coll. 1980; Moyer et Lindwall 1985). La vitesse d'élimination des herbicides varie selon les conditions du sol. Par exemple, 50 % du paraquat appliqué sur un sol organique avait été éliminé 16 mois après l'application (Khan et coll. 1976). Dans le cas d'un verger traité au paraquat (2,25 $kg \cdot ha^{-1}$ à raison de quatre fois par année pendant huit ans), environ 4-6 $mg \cdot kg^{-1}$ de l'herbicide était retenu dans les 5 premiers centimètres de sol (Khan et coll. 1975). Au cours d'une autre étude, essentiellement tout le paraquat appliqué sur le sol pendant 6 années était récupéré dans les 5 premiers centimètres de sol (Fryer et coll. 1975).

Peu d'études ont été effectuées sur le devenir du paraquat et du diquat dans le biote aquatique, car ces deux herbicides sont fortement liés aux sédiments et à la matière particulaire en suspension. Toutefois, de nombreuses études ont porté sur la toxicité de solutions aqueuses de paraquat et de diquat sur le poisson et d'autres membres de la faune aquatique (Summers 1980). Selon les données disponibles, le diquat et le paraquat ne semblent pas être bioaccumulés en quantités appréciables dans le biote aquatique. Les concentrations de diquat dans des crapets arlequins adultes (*Lepomis macrochirus*) vivant dans des étangs ayant fait l'objet d'un traitement unique au diquat (concentration initiale de 1 $mg \cdot L^{-1}$) ont augmenté de 0,14 $mg \cdot kg^{-1}$ après 3 j à 0,49 $mg \cdot kg^{-1}$ après 10 j. La concentration des résidus avait diminué à 0,09 $mg \cdot kg^{-1}$ après trois semaines et à non décelable après 12 semaines (Gilderhus 1967). Au cours d'une étude avec de l'eau exempte de sédiments en suspension et de sédiments de fonds, les concentrations de diquat dans la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*) après une exposition de 24 h à 0,5 et 1,5 $mg \cdot L^{-1}$ de diquat étaient de 0,25 et 1,63 $mg \cdot kg^{-1}$ (poids humide) respectivement (Dodson et Mayfield 1979).

6.3.15.6.1.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Agriculture Canada. 1985. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/85.

Black, W.J.M., A. Calderbank, G. Douglas et R.H. McKenna. 1966. Residues in herbage and silage and feeding experiments following the use of diquat as a desiccant. J. Sci. Food Agric. 17: 506-509.

Büchel, K.H. (ed.). 1983. Chemistry of Pesticides. John Wiley & Sons, New York. 518 pp.

Burns, R.G. et L.J. Audus. 1970. Distribution and breakdown of paraquat in soil. Weed Res. 10: 49-58.

Calderbank, A. 1968. The bipyridylium herbicides. Effects on man. *Dans* Advances in Pest Control Research. Vol. 8. R.L. Metcalf (ed.). Interscience Publ., New York. pp. 127-135.

Calderbank, A. 1972. Environmental considerations in the development of diquat and paraquat as aquatic herbicides. Outlook Agric. 7: 51-54.

Calderbank, A. et P. Slade. 1976. Diquat and paraquat. *Dans* Herbicide Chemistry, Degradation and Mode of Action. P.C. Kearne and D.D. Kaufman (eds.). Marcel Dekker, New York. pp. 501-540.

Cavell, B.D. 1979. Methods used in the study of the photochemical degradation of pesticides. Pestic. Sci. 10: 177-180.

Coats, G.E., H.H. Funderburk, J.M. Lawrence et D.E. Davis. 1966. Factors affecting persistence and inactivation of diquat and paraquat. Weed Res. 6: 58-66.

Corwin, K.L. et W.J. Farmer. 1984. Nonsingle-valued adsorption-desorption of bromacil and diquat by freshwater sediments. Environ. Sci. Technol. 18: 507-514.

Crzenda, A.R., H.P. Nicholson et W.S. Cox. 1966. Persistence of four herbicides in pond water. J. Am. Water Works Assoc. 58: 326-332.

Dodson, J.J. et C.I. Mayfield. 1979. Modification of the rheotropic response of rainbow trout (*Salmo gairdneri*) by sublethal doses of the aquatic herbicides diquat and simazine. Environ. Pollut. 18: 147-157.

Environnement Canada/Ministère de l'Environnement du Québec. 1984. Les pesticides en agriculture au Québec en 1982. Service de la protection de l'environnement/Service de l'assainissement agricole, Montréal (Québec). 134 pp.

Fryer, J.D., R.J. Hance et J.W. Ludwig. 1975. Long-term persistence of paraquat in a sandy loam soil. Weed Res. 15: 189-194.

Gilderhus, P.A. 1967. Effects of diquat on bluegills and their food organisms. Prog. Fish Cult. 29: 67-74.

Grover, R., A.E. Smith et H.C. Korven. 1980. A comparison of chemical and cultural control of weeds in irrigation ditchbanks. Can. J. Plant Sci. 60: 185-195.

Haley, T.J. 1979. Review of the toxicology of paraquat (1,1-dimethyl-4,4-dipyridylium chloride). Clin. Toxicol. 14: 1-46.

Hance, R.J. 1967. Decomposition of herbicides in the soil by non-biological chemical processes. J. Sci. Food Agric. 18: 544-547.

Hance, R.J., T.H. Byast et P.D. Smith. 1980. Apparent decomposition of paraquat in soil. Soil Biol. Biochem. 12: 447-448.

Kenaga, E.E. 1980. Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. Ecotoxicol. Environ. Lett. 4: 26-38.

Khan, S.U. 1980. Determining the role of humic substances in the fate of pesticides in the environment. J. Environ. Sci. Health 15: 1071-1090.

Khan, S.U., P.B. Marriage et W.J. Saidak. 1975. Residues of paraquat in an orchard soil. Can. J. Soil Sci. 55: 73-75.

Khan, S.U., A. Belanger, E.J. Hogue, H.A. Hamilton et S.P. Mathur. 1976. Residues of a paraquat and linuron in an organic soil and their uptake by onions, lettuce and carrots. Can. J. Soil Sci. 56: 407-412.

Moyer, J.R. et C.W. Lindwall. 1985. Persistence and availability of paraquat in a Lethbridge clay loam soil. Can. J. Soil Sci. 65: 523-529.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Narine, D.R. et R.D. Guy. 1982. Binding of diquat and paraquat to humic acid in aquatic environments. Soil Sci. 133: 356-363.
OMS. 1984. Paraquat and Diquat. Environmental Health Criteria 39. Organisation mondiale de la santé, Genève. 181 pp.
Slade, P. 1965. Photochemical degradation of paraquat. Nature (London) 207: 515.
Slade, P. 1966. The fate of paraquat applied to plants. Weed Res. 6: 158-167.
Slade, P. et A.E. Smith. 1967. Photochemical degradation of diquat. Nature (London) 213: 919-920.
Smith, A.E. et J. Grove. 1969. Photochemical degradation of diquat in dilute aqueous solution and on silica gel. J. Agric. Food Chem. 17: 609-613.
Smith, C.N., R.A. Leonard, G.W. Langdale et G.W. Bailey. 1978. Transport of Agricultural Chemicals from Small Upland Piedmont Watersheds. National Technical Information Service, Springfield, Virginia. NTIS Rep. No. PB-285/134. p. 386. (Mentionnée dans OMS 1984.)
Smith, S.N., A.J. Lyon et I.B. Sahid. 1976. The breakdown of paraquat and diquat by soil fungi. New Phytol. 77: 735-740.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Summers, L.A. 1980. The Bipyridinium Herbicides. Academic Press, London, U.K. 449 pp.
Vinten, A.J.A., B. Yaron et P.H. Nye. 1983. Vertical transport of pesticides into soil when adsorbed on suspended particles. J. Agric. Food Chem. 31: 662-664.
Weber, J.B., P.w. Perry et R.P. Upchurch. 1965. The influence of temperature and time on the adsorption of paraquat, diquat, 2,4-D and prometone by clays, charcoal, and an anion-exchange resin. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 29: 678-688.
Worthing, C.R. 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. pp. 223 et 418.

6.3.15.7 Composés de la triazine

6.3.15.7.1 Atrazine

6.3.15.7.1.1 Utilisations et production

L'atrazine est utilisée comme herbicide de pré- et de postlevée contre les mauvaises herbes latifoliées et les graminées annuelles. Elle sert également au traitement des herbes pour gazon et des asperges et est utilisée en foresterie (U.S. EPA 1975; Verschueren 1983; Worthing 1983).

Au Canada, 19 sociétés commercialisent actuellement 4 produits domestiques et 50 produits commerciaux contenant de l'atrazine. Les utilisations domestiques comprennent la destruction des algues dans les aquariums et les étangs ornementaux, et la stérilisation des sols autour des entrées pour voitures, des patios, des clôtures, etc. Les produits commerciaux servent à exterminer les mauvaises herbes, notamment les graminées, qui envahissent le maïs, et à stériliser le sol des terres non agricoles comme les terrains d'aviation, les terrains de stationnement et les sites industriels (Agriculture Canada 1985).

D'après une étude sur la quantité de pesticides vendue aux agriculteurs du Québec en 1982, les triazines et les triazoles (ce qui inclut l'atrazine) constituaient le plus important groupe de pesticides vendus, soit 570,8 t au total. La quantité de chaque pesticide vendu, comme l'atrazine, n'a pas été déterminée (Environnement Canada/Ministère de l'Environnement du Québec 1984). En Ontario, 1 729 680 kg d'atrazine au total (sous forme d'ingrédient actif) ont été utilisés en agriculture et appliqués sur le bord des routes en 1983. C'était le pesticide le plus utilisé en Ontario en 1983 (Ontario Ministry of Agriculture and Food 1984). En 1981 et 1982, 2088 et 1719 t respectivement de préparations herbicides à base d'atrazine ont été importées au Canada. En outre, en 1981 et 1982, 469 et 736 t respectivement d'atrazine de qualité technique ont été importées au Canada (Statistique Canada 1983).

L'atrazine utilisée au Canada est aussi connue sous d'autres noms: Aatrex (Agriculture Canada 1984); Aatrex Liquide; Aatrex Mine-O; Aatrex Plus; Aatrex 90W; Calmix 5; Chipman Atra-Mix Agrazine-Oil en concentré fluidifiable; Chipman Atrazine fluidifiable; Chipman Atrazine 80W en poudre mouillable; Chipman Atrazine 90W en poudre mouillable; Co-op Atrazine 5L à usage agri., fluidifiable; Co-op Atrazine 90W, Herbicide; Ekko 80W, herb. agr.; Laddok; Marzone Atrazine 80W herb. agr.; Niagara Liquid Atrazine; Niagara Atrazine 80W, herbicide agr.; Pfizer Atrazine 500; Pfizer Atrazine 80W, herbicide agr.; Primextra; Shell Atrazine 500L; Shell Atrazine 80W; Shell Atrazine 90W; Shell Blazine, herbicide liquide; et Shell Blazine 80W, herbicide agr. (Environnement Canada/Ministère de l'Environnement du Québec 1984).

6.3.15.7.1.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'atrazine peut pénétrer dans l'environnement aquatique durant sa fabrication par déversement accidentel, pendant l'utilisation et au cours de son élimination. Environ 1 % de l'atrazine servant à traiter les terres agricoles peut, en fin de compte, contaminer les systèmes avoisinants par ruissellement, drainage et déversement accidentels (Muir et coll. 1978; Triplett et coll. 1978; Frank et coll. 1979; Frank et Sirons 1979; Wu 1980). La plus grande partie est perdue par ruissellement immédiatement après l'application (généralement fin juin et juillet) et entraînée avec le ruissellement pluvial pendant des averses (Muir et coll. 1978; Triplett et coll. 1978; Frank et Sirons 1979; Wu 1980). Les pertes d'atrazine variaient de 0,1 à 2,9 % de la quantité appliquée dans cinq rivières drainant des zones agricoles au Québec (Muir et coll. 1978). Le type de sol influe sur les pertes avec le ruissellement; par exemple, les pertes variaient de 0,33 % sur des sols sableux jusqu'à 1,93 % sur des sols argileux dans 11 bassins hydrographiques agricoles du sud de l'Ontario (Frank et Sirons 1979).

On a également décelé de l'atrazine dans les eaux souterraines. Au Nebraska, l'eau prélevée dans 41 puits d'observation dans une zone agricole contenait 0,01-8,29 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'atrazine. Les sols étaient sableux et bien drainés et avaient été traités avec de l'atrazine pendant 15 ans à un taux d'environ 5,5 $g \cdot ha^{-1}$ (Wehtje et coll. 1983). On n'a pas décelé d'atrazine dans les eaux souterraines des zones de culture du maïs du sud de l'Ontario (Frank et Sirons 1979).

6.3.15.7.1.3 Concentrations dans l'environnement

Dans les zones agricoles où le maïs est traité avec de l'atrazine, les taux d'application habituels varient de 1 à 2 $kg\text{-}ia \cdot ha^{-1}$ (ia = ingrédient actif) (Frank et Sirons 1979). On a trouvé de l'atrazine dans 80 % des cours d'eau drainant les bassins hydrographiques agricoles (concentration moyenne de 1,4 $\mu g \cdot L^{-1}$) du sud de l'Ontario (Frank et Sirons 1979). La

concentration moyenne d'atrazine était de 1,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans 77 % des 92 échantillons d'eau de rivière prélevés dans 12 cours d'eau situés du côté canadien des Grands lacs. Les solides en suspension ne contenaient aucun résidu décelable (limite de détection = 0,05 $\mu g \cdot g^{-1}$), ce qui indique que l'atrazine était transportée sous forme soluble dans des eaux de pH 6,5-8,5 (Frank et coll. 1979). Dans le sud de l'Ontario, où l'on emploie régulièrement de l'atrazine, on en a décelé dans trois rivières soit: la Thames (0,05-30 $\mu g \cdot L^{-1}$), la Grand (0,02-2,7 $\mu g \cdot L^{-1}$) et la Saugeen (0,02-1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Ralston 1986). Les concentrations variaient de 0,01 à 26,9 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans cinq rivières drainant des zones agricoles au Québec (Muir et coll. 1978). Les eaux de ruissellement provenant de champs de maïs au Maryland contenaient des concentrations d'atrazine allant de non décelables (limite de détection = 0,08 $\mu g \cdot L^{-1}$) à 52 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Wu 1980). Les concentrations d'atrazine variaient de 0,01 à 8,29 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans des eaux souterraines au Nebraska (Wehtje et coll. 1983).

Les concentrations d'atrazine dans les eaux de surface au Canada sont présentées au tableau 6-155. Seule la région du Centre a signalé des concentrations d'atrazine dans la base de données NAQUADAT (1985).

6.3.15.7.1.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'atrazine, ou 2-chloro-4-éthylamino-6-isoprophylamino-1, 3,5-triazine (figure 6-39), est une poudre incolore possédant un point de fusion de 175-177 °C. Ce composé a une volatilité de 40 µPa à 20 °C et une solubilité dans l'eau de 30 $mg \cdot L^{-1}$ à 20 °C. Il forme des sels avec les acides et possède un pK_a de 1,7 (Verschueren 1983; Worthing 1983).

L'atrazine a un coefficient d'adsorption sur le carbone organique du sol (K_{co}) de 149 et des facteurs de bioconcentration prévus de 86 (selon la solubilité dans l'eau) et de 7 (selon le partage octanol/eau) (Kenaga 1980). La valeur calculée du coefficient de partage octanol/eau est de 3,32 (Lynch et coll. 1985). Selon certaines données, il peut y avoir formation de *N*-nitrosamines à partir de l'atrazine présente dans le sol et dans les eaux souterraines (Wolfe et coll. 1976).

L'atrazine est sorbée de façon réversible sur les particules de sol (U.S. EPA 1975). En présence de sédiments humides (mélanges d'argile et de limons, teneur en carbone organique de 5-40 %, pH de 4,4-7,7), la sorption de l'atrazine en solution aqueuse était rapide au départ. Environ 75 % de la concentration à l'équilibre était sorbée en 3-6 min. La désorption avec de l'eau était également rapide, la sorption étant complètement réversible en 2 h. La valeur du coefficient d'absorbtion dans le sol (K_d-24 h), obtenue expérimentalement, variait de 1,2 à 21; le coefficient de partage dans le carbone organique (K_{co} basé sur le K_d) variait de 43 à 827, indiquant ainsi une affinité de sorption relativement faible (Wauchope et Myers 1985). La sorption de l'atrazine (à des concentrations de l'ordre du microgramme par litre) n'était pas importante, même après 50 j d'exposition continue dans un modèle d'écosystème à circulation continue contenant des sédiments, de l'eau et du plancton (Brockway et coll. 1984). Des études sur le terrain ont permis de vérifier que l'atrazine n'était pas sorbée dans des systèmes en écoulement continu; des solides en suspension prélevés dans 12 cours d'eau se jetant dans les Grands lacs ne contenaient aucun résidu décelable d'atrazine (limite de détection = 0,05 $\mu g \cdot g^{-1}$) (Frank et coll. 1979). Inversement, on peut trouver de l'atrazine dans les sédiments des eaux calmes. L'atrazine appliquée sur des étangs agricoles de 0,5 ha (pH = 7-8, alcalinité = 75-210 $mg \cdot L^{-1}$) se déposait sur les sédiments, mais la concentration n'était pas plus élevée dans les sédiments de fond (Klassen et Kadoum 1979). On conclut donc que l'atrazine n'est pas sensiblement sorbée sur les sédiments; toute sorption qui se produit semble être temporaire.

L'absorption maximale de lumière par l'atrazine se produit à 220 nm. Malgré le peu de données fiables dont on dispose, on a constaté qu'il y avait photodégradation lente d'atrazine pure déposée sur des surfaces et des particules du sol (Jordan et coll. 1970). L'atrazine en solution aqueuse (10 $mg \cdot L^{-1}$) exposée à une lumière artificielle (>290 nm) à un pH initial de 6,8 et à une température de 15° C avait une demi-vie de photodégradation d'environ 25 h. La présence d'un photosensibilisateur comme l'acétone (~8 $mg \cdot L^{-1}$) réduisait la demi-vie de l'atrazine à 4,9 ± 0,5 h. Les principaux produits de cette photodégradation étaient des dérivés dés-*N*-alkylés (Burkland et Guth 1976). Les études sur le terrain, qui tentaient d'élucider l'importance environnementale de la photodécomposition de l'atrazine, n'ont pas suffisamment tenu compte d'autres mécanismes de dégradation ou d'élimination susceptibles d'entrer en compétition.

On ne prévoit pas qu'il y aura volatilisation importante de l'atrazine dans des conditions environnementales. Il y avait élimination lente de l'atrazine pure étalée sur des plaques métalliques et maintenue à la température ambiante (2 % en 5 h, 8 % en 7 j, 31 % en 36 j) (Davis et coll. 1963). Il y avait perte d'environ 25 % de l'atrazine appliquée sur des sols, en 24-48 h à 35 °C; cette perte augmentait avec la teneur en sable mais diminuait avec la teneur en matières organiques et

Tableau 6-155. Concentrations d'atrazine dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Centre	ND[1,3]-0,13	71	Avant 1980
	ND[3]-0,02	59	Avant 1980
	ND[4]-0,02	71	Avant 1980

[1] ND = non décelable.
[2] Limite de détection = 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (atrazine totale).
[3] Limite de détection = 0,02 $\mu g \cdot L^{-1}$ (atrazine déisopropylée).
[4] Limite de détection = 0,02 $\mu g \cdot L^{-1}$ (atrazine déséthylée).

Source: NAQUADAT 1985.

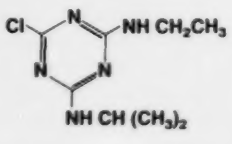


Figure 6-39. Atrazine.

la teneur en argile (Kearney et coll. 1964) L'atrazine se volatilise rapidement à partir des surfaces foliaires (perte de 50 % après 2 j à 40 °C), mais elle n'est pas éliminée aussi rapidement du sol (perte de 10 % après 2 j à 40 °C) (Burt 1974).

L'atrazine peut être éliminée de l'environnement terrestre et aquatique par dégradation microbienne et par dégradation chimique. La dégradation microbienne se produit essentiellement par désalkylation pour donner de l'atrazine déséthylée ou désisopropylée, tandis que l'hydrolyse chimique donne de l'hydroxyatrazine (Sheets 1970; Goswami et Green 1971; Best et Weber 1974; Hiltbold et Buchanan 1977; Khan 1978). Dans les sols, la dégradation microbienne de l'atrazine est relativement peu importante par rapport à la dégradation abiotique (Best et Weber 1974; Geller 1980). Un certain nombre d'isolats bactériens et fongiques peuvent cependant dégrader l'atrazine dans des conditions contrôlées. Par exemple, l'atrazine était déséthylée à 73 % par le champignon *Aspergillus fumigatus* après 32 j d'incubation. Elle était légèrement dégradée dans des cultures pures de bactéries et de champignons isolés du sol, de l'eau et de boues activées; l'atrazine déséthylée et désisopropylée représentait environ 3,2 % du produit de départ après une incubation de 2 semaines dans la plupart des cultures pures étudiées. Après une incubation de 2 semaines dans des solutions renfermant des sols minéraux stériles de pH 7,2, on a retrouvé 4,4 % de l'atrazine sous forme déséthylée et 1,5 % sous forme désisopropylée (Geller 1980).

Dans les sols, la dégradation abiotique de l'atrazine dépend principalement du pH et de la teneur en matières organiques. En général, la persistance de l'atrazine augmente avec le pH dans l'intervalle de pH de 4-7. L'hydrolyse de l'atrazine est plus rapide dans les sols dont la teneur en matières organiques est plus élevée (Armstrong et coll. 1967). La vitesse d'hydrolyse de l'atrazine est faible à pH 3,9 et à 25 °C dans de l'eau distillée; sa demi-vie est de 309 j (Armstrong et coll. 1967). Elle peut être plus rapide en présence de polyélectrolytes solubles dans l'eau, comme les acides fulviques. Par exemple, la demi-vie d'hydrolyse était de 35 j dans de l'eau à pH 2,9 et à 25 °C contenant des acides fulviques (500 $mg \cdot L^{-1}$). Cependant, à mesure que le pH augmente jusqu'à 7,0, la vitesse d'hydrolyse diminue nettement et la demi-vie augmente alors à 742 j (Khan 1978). On a montré que l'hydrolyse devenait moins importante à des pH supérieurs à 5 dans divers types de sols (Best et Weber 1974; Hiltbold et Buchanan 1977). Comme le pH des solutions de sols et des eaux de surface est généralement de 5-8 et que la teneur en acides fulviques varie de 100 à 5000 $mg \cdot kg^{-1}$, la durée de vie des résidus d'atrazine peut être longue (Khan 1978).

On a étudié sur le terrain la persistance de l'atrazine dans un certain nombre de régions agricoles du Canada. Selon la quantité d'atrazine appliquée, l'époque de l'année, le type de sol et les conditions du sol, la demi-vie de ce composé à une profondeur de 0 à 6 cm dans le sol peut varier de 20 j (Ivany et coll. 1985) à plus de 3 mois (Frank et Sirons 1985). La demi-vie était de 3,0-3,6 mois lorsque le composé était appliqué à un taux moyen de 1,6 $kg\text{-}ia \cdot ha^{-1}$ sur un loam argileux (32 % d'argile, 4,8 % de matières organiques, pH de 7,1) dans des zones de culture du maïs en Ontario, entre 1970 et 1980. Selon des études sur le terrain sur divers sols en Ontario, la demi-vie est de 2,4-3,0 mois. L'atrazine déséthylée (le principal métabolite indiquant qu'il y a eu dégradation microbienne) représentait environ 15 % des résidus totaux après 2,5 mois et 22 % après 12 mois. Avec un taux de 1,1 $kg\text{-}ia \cdot ha^{-1}$, la concentration des résidus était d'environ 0,13 $\mu g \cdot g^{-1}$ après 5 mois et d'environ 0,06 $\mu g \cdot g^{-1}$ après 12 mois (Frank et Sirons 1979). La demi-vie de l'atrazine appliquée au taux de 1,13 $kg\text{-}ia \cdot ha^{-1}$ sur des loams sableux de l'Ile-du-Prince-Edouard était d'environ 20 j (Ivany et coll. 1985). Au cours d'une étude à long terme, des champs de maïs de la Ferme expérimentale à Ottawa ont été traités 20 fois avec de l'atrazine, entre 1959 et 1978, à raison de 1,4-2,4 $kg\text{-}ia \cdot ha^{-1}$. La concentration des résidus dans le sol était de 0,1 $\mu g \cdot g^{-1}$ en 1978; un an après la dernière application, elle était passée à 0,06 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Khan et Saidak 1981). Selon d'autres études, la quantité de résidus persistant d'une année à l'autre varie de 5 à 13 % (Wu 1980); en général, cette quantité est inférieure à 10 % dans les loams argileux et les sols loameux (Smith 1982; Smith et Bubar 1984). Cependant, l'atrazine peut persister dans certains sols. On a retrouvé environ 50 % de la quantité d'atrazine initialement appliquée dans la fraction de sol liée (non extractible) jusqu'à 9 ans après le traitement. On a également identifié dans cette fraction de l'atrazine désalkylée et hydroxylée ainsi que le composé d'origine (Capriel et coll. 1985).

Comparativement aux systèmes terrestres, on dispose de peu de données sur la persistance de l'atrazine dans l'environnement aquatique. Aucune dégradation importante de l'atrazine (à des concentrations de l'ordre du microgramme par litre) n'a été observée après 50 j dans un microcosme aquatique à circulation continue renfermant une couche de 0,5 cm de sédiments d'étang, d'eau et de plancton et maintenu à 22 °C (Brockway et coll. 1984). Peu de temps après l'application d'atrazine sur de petits écosystèmes constitués d'étangs de ferme, on a décelé des résidus dans tous les compartiments; cependant, on n'a observé ni concentration préférentielle dans un compartiment donné, ni bioamplification (Klassen et Kadoum 1979). On a signalé des facteurs de bioconcentration de 10-83 pour les algues, de 2-15 pour les gastéropodes et de 3-10 pour les poissons (espèces et conditions d'essai non spécifiées) (Verschueren 1983).

6.3.15.7.1.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/84.

Agriculture Canada. 1985. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP/85.

Armstrong, D.E., G. Chesters et R.F. Harris. 1967. Atrazine hydrolysis in soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 31: 61-66. (Mentionnée dans Jordan et coll. 1970.)

Best, J.A. et J.B. Weber. 1974. Disappearance of *s*-triazines as affected by soil pH using a balance-sheet approach. Weed Sci. 22: 364-373.

Brockway, D.L., P.D. Smith et F.E. Stancil. 1984. Fate and effects of atrazine in small aquatic microcosms. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 32: 345-353.

Burkland, N. et J.A. Guth. 1976. Photodegradation of atrazine, atraton and ametryne in aqueous solution with acetone as a photosensitiser. Pestic. Sci. 7: 65-71.
Burt, G.W. 1974. Volatility of atrazine from plant, soil and glass surfaces. J. Environ. Qual. 3: 114-117.
Capriel, P., A. Haisch et S.U. Khan. 1985. Distribution and nature of bound (non-extractable) residues of atrazine in a mineral soil nine years after the herbicide application. J. Agric. Food Chem. 33: 567-569.
Davis, D.E., D.R. Roberts et H.H. Funderburk, Jr. 1963. Radiochemical assay procedures for atrazine and atrazine degradation products. Proc. South. Weed Conf. 16: 380-386. (Mentionnée dans Jordan et coll. 1970.)
Environnement Canada/Ministère de l'Environnement du Québec. 1984. Les pesticides en agriculture au Québec en 1982. Service de la protection de l'environnement/Service de l'assainissement agricole, Montréal (Québec). 134 pp.
Frank, R. et G.J. Sirons. 1979. Atrazine: its use in corn production and its loss to stream waters in southern Ontario, 1975-1977. Sci. Total Environ. 12: 223-239.
Frank, R. et G.J. Sirons. 1985. Dissipation of atrazine residues from soils. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 34: 541-548.
Frank, R., G.J. Sirons, R.L. Thomas et K. McMillan. 1979. Triazine residues in suspended solids (1974-1976) and water (1977) from the mouths of Canadian streams flowing into the Great Lakes. J. Great Lakes Res. 5: 131-138.
Geller, A. 1980. Studies in the degradation of atrazine by bacteria communities enriched from various biotopes. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 9: 289-305.
Goswami, K.P. et R.E. Green. 1971. Microbial degradation of the herbicide atrazine and its 2-hydroxy analog in submerged soils. Environ. Sci. Technol. 5: 426-429.
Hiltbold, A.E. et G.A. Buchanan. 1977. Influence of soil pH in persistence of atrazine in the field. Weed Sci. 25: 515-520.
Ivany, J.A., J.M. Sadler, E.R. Kimball et K.B. McRae. 1985. Atrazine persistence and residue effects on rotation crops. Can. J. Plant Sci. 65: 363-368.
Jordan, L.J., W.J. Farmer, J.R. Goodin et B.E. Day. 1970. Volatilization and non-biological degradation of triazine herbicides *in vitro* and in soils. Residue Rev. 32: 267-286.
Kearney, P.C., T.J. Sheets et J.W. Smith. 1964. Volatility of seven *s*-triazines. Weeds 12: 83-87. (Mentionnée dans Jordan et coll. 1970.)
Kenaga, E.E. 1980. Predicted bioconcentration factors and soil sorption coefficients of pesticides and other chemicals. Ecotoxicol. Environ. Saf. 4: 26-38.
Khan, S.U. 1978. Kinetics of hydrolysis of atrazine in aqueous fulvic acid solution. Pestic. Sci. 9: 39-43.
Khan, S.U. et W.J. Saidak. 1981. Residues of atrazine and its metabolites after prolonged usage. Weed Res. 21: 9-12.
Klassen, H.E. et A.M. Kadoum. 1979. Distribution and retention of atrazine and carbofuran in farm pond ecosystems. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 8: 345-353.
Lynch, T.R., H.E. Johnson et W.J. Adams. 1985. Impact of atrazine and hexachlorobiphenyl on the structure and function of model stream ecosystems. Environ. Toxicol. Chem. 4: 399-413.
Muir, D.C.G., J.Y. Yoo et B.E. Baker. 1978. Residues of atrazine and *N*-dealkylated atrazine in water from five agricultural watersheds in Quebec. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 7: 221-225.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Ontario Ministry of Agriculture and Food. 1984. Survey of Pesticide Use in Ontario, 1983. Economics Rep. No. 84-05. 39 pp.
Ralston, J.G. 1986. Communication personnelle. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment, Toronto (Ontario).
Sheets, T.J. 1970. Persistence of triazine herbicides and related problems. Residue Rev. 32: 287-310.
Smith, A.E. 1982. Herbicides and the soil environment in Canada. Can. J. Soil Sci. 62: 433-460.
Smith, A.E. et C.J. Bubar. 1984. Persistence of triazine herbicides in Canadian soils. Canadian Pest Management Society, Proc. 31st Annu. Meet., August 20-22, Winnipeg, Manitoba.
Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.
Triplett, G.B., Jr., B.J. Conner et W.M. Edwards. 1978. Transport of atrazine and simazine in runoff from conventional and no-tillage corn. J. Environ. Qual. 7: 77-84.
U.S. EPA. 1975. Production, Distribution, Use and Environmental Impact Potential of Selected Pesticides. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. Prepared in cooperation with R.R. Consultants, Shawnee Mission, Kansas. Contract No. EQC-311.
Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.
Wauchope, R.D. et R.S. Myers. 1985. Adsorption-desorption kinetics of atrazine and linuron in freshwater-sediment aqueous slurries. J. Environ. Qual. 14: 132-136.
Wehtje, G.R., R.F. Spalding, O.C. Burnside, S.R. Lowry et J.R.C. Leavitt. 1983. Biological significance and fate of atrazine under aquifer conditions. Weed Sci. 31: 610-618.
Wolfe, N.L., R.G. Zepp, J.A. Gordon et R.C. Fincher. 1976. *N*-Nitrosamine formation from atrazine. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 15: 342-347.
Worthing, C.R. (ed.). 1983. The Pesticide Manual. A World Compendium. 7th edition. The British Crop Protection Council. Lavenham Press Ltd., Lavenham, U.K. p. 23.
Wu, T. 1980. Dissipation of the herbicides atrazine and alachlor in a Maryland corn field. J. Environ. Qual. 9: 459-465.

6.3.15.8 Composés divers

6.3.15.8.1 Acroléine

6.3.15.8.1.1 Utilisations et production

L'acroléine est utilisée pour lutter contre les mauvaises herbes aquatiques, contre les mollusques dans les systèmes de recirculation des eaux industrielles et contre les dépôts bactériens et fongiques dans l'industrie du papier. On l'utilise également pour protéger les carburants liquides contre l'action des microorganismes, dans le tannage du cuir et comme intermédiaire dans l'industrie chimique (U.S. EPA 1980).

La production mondiale d'acroléine s'est chiffrée en 1975 à environ 54×10^3 t (U.S. EPA 1980). Quelque 227×10^6 kg sont produits annuellement (Beauchamp et coll. 1985).

La Magnachem Ltd. de Calgary est la seule société canadienne qui commercialise l'acroléine sous les noms de Magnicide H et Magnicide B. Le Magnicide H sert à exterminer les mauvaises herbes immergées et flottantes des canaux d'irrigation. Le Magnicide B est un bactéricide et un fongicide utilisé dans l'eau des champs pétrolifères (eau injectée dans un outil de forage pour enlever la boue). Les deux produits sont préparés de la même façon (92 % d'acroléine comme ingrédient actif). On ne produit pas d'acroléine au Canada, et on ne dispose d'aucune donnée sur les importations de ce composé (Stewart 1985).

L'acroléine est aussi connue au Canada sont sous les noms de 2-propénal, acrylaldéhyde, Aqualin et Magnicide (Agriculture Canada 1984).

6.3.15.8.1.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

L'acroléine pénètre dans l'environnement aquatique à la suite de son utilisation comme herbicide aquatique, avec les rejets industriels et par chloration des composés organiques présents dans les eaux usées. La principale source d'acroléine dans l'air est la combustion partielle de matières organi-

ques. Les principales sources de rejet sont les incendies de forêt et les incendies urbains, les gaz d'échappement des moteurs à explosion et la fumée de cigarette (Beauchamp et coll. 1985). On ignore quelle quantité d'acroléine pénètre dans l'environnement aquatique par dépôt à partir de l'atmosphère.

6.3.15.8.1.3 Concentrations dans l'environnement

On a constaté que les effluents liquides de certaines installations industrielles renfermaient plusieurs aldéhydes dont l'acroléine. En outre, on a décelé ce composé dans les effluents d'usines de papier (Beauchamp et coll. 1985). Les effluents municipaux de Dayton (Ohio) renfermaient des concentrations d'acroléine de 20-200 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans 6 des 11 échantillons analysés (U.S. EPA 1977). On ne dispose d'aucune donnée sur les concentrations d'acroléine au Canada.

6.3.15.8.1.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

L'acroléine (CH_2CHCHO) est un liquide allant d'incolore à jaunâtre et possédant un point d'ébullition de 52,5 °C, une pression de vapeur de 29 kPa à 20 °C et une solubilité dans l'eau de 20,8 % à 20 °C (Verschueren 1983). La valeur calculée du coefficient de partage octanol/eau est de 0,8 (Radding et coll. 1977).

Selon une observation sur le terrain, l'acroléine persisterait dans l'eau courante sur des distances importantes. Une concentration initiale de 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'acroléine (ajoutée dans un canal) s'est dissipée en fonction de la distance, les concentrations étant de 90, 50 et 30 $\mu g \cdot L^{-1}$ à des distances de 8, 16 et 32 km en aval respectivement (Bartley et Gangstad 1974). Cependant, d'autres études sur le terrain ont fait état d'une élimination rapide lorsque les concentrations initiales dans l'eau étaient faibles (<2-3 $mg \cdot L^{-1}$) (Bowmer et Higgins 1976).

L'hydrolyse réversible en β-hydroxypropionaldéhyde est, semble-t-il, le principal mécanisme d'élimination de l'acroléine (Bowmer et Higgins 1976), même si l'on ne dispose guère de données pour évaluer le devenir de ce composé dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979).

On ne dispose d'aucune donnée sur la photolyse de l'acroléine en milieu aquatique; selon des études sur la photolyse en phase gazeuse, ce composé serait dégradé lentement dans l'atmosphère (Coomber et Pitts 1969). Selon les prévisions, l'oxydation serait très lente uniquement en milieu aquatique. On a estimé à environ 6 ans et à plus de 20 ans la demi-vie de l'acroléine après oxydation par de l'oxygène à l'état singulet (Zepp et coll. 1977) et par des radicaux alkylperoxyles respectivement (Mills 1979). Les données concernant l'importance de la volatilisation comme mécanisme d'élimination de l'acroléine de l'eau sont contradictoires. Ce mécanisme a été proposé au cours d'une étude sur le terrain (Bowmer et Higgins 1976) mais n'a pas été retenu au cours d'une autre étude (U.S. EPA 1979).

On ne dispose d'aucune donnée fiable pour évaluer l'importance de la sorption dans l'élimination de l'acroléine de l'eau. Au cours d'une étude sur le terrain, on a proposé que la sorption et la volatilisation étaient les principaux mécanismes d'élimination (Bowmer et Higgins 1976); cependant, la solubilité élevée dans l'eau et le faible coefficient de partage de l'acroléine laissent supposer que la sorption n'est pas un processus important dans l'environnement aquatique (U.S. EPA 1979).

La biodégradation est rapide au cours du traitement des eaux d'égout et des boues activées (Wierzbicki et Wojcik 1965; Brink 1976); cependant, on ne peut, à partir des données, établir avec certitude s'il y a ou non biodégradation en milieu aquatique (U.S. EPA 1979).

On a trouvé un facteur de bioconcentration de 344 (organisme entier) pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) exposé pendant 28 j à une concentration d'acroléine de 13 $\mu g \cdot L^{-1}$ (U.S. EPA 1978, 1980). La demi-vie biologique était supérieure à 7 j (Barrows et coll. 1980).

6.3.15.8.1.5 Bibliographie

Agriculture Canada. 1984. Compendium des produits antiparasitaires homologués au Canada. Produits antiparasitaires homologués. Code du volume: RP. Division des pesticides, Direction de la production et de la protection des végétaux, Ottawa. Publication nº 1654 RP 84.

Barrows, M.E., S.R. Petrocelli, K.J. Macek et J.J. Carroll. 1980. Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. R. Haque (ed.). Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 379-392.

Bartley, T. et E.O. Gangstad. 1974. Environmental aspects of aquatic plant control. ASCE J. Irrig. Drain. Div. 100: 231-244. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Beauchamp, R.O., Jr., D.A. Andjelkovich, A.D. Kligerman, K.T. Morgan et H. d'A. Heck. 1985. A critical review of the literature on acrolein toxicity. CRC Crit. Rev. Toxicol. 14: 309-380.

Bowmer, K.H. et M.L. Higgins. 1976. Some aspects of the persistence and fate of acrolein herbicide in water. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 5: 87-96.

Brink, R.H., Jr. 1976. Studies with chlorophenols, acrolein, dithiocarbamates and dibromonitrilopropionamide in bench-scale biodegradation units. *Dans* Proc. 3rd Int. Biodegradation Symp. 1975, London. Applied Science Publ. Ltd. pp. 785-791. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Coomber, J.W. et J.N. Pitts, Jr. 1969. Molecular structure and photochemical reactivity. XII. The vapor-phase photochemistry of acrolein at 3130 Å. J. Am. Chem. Soc. 91: 547-550.

Mill, T. 1979. Structure Reactivity Correlations for Environmental Reactions. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. Final Report. EPA-560/11-79-012.

Radding, S.B., D.H. Liu, H.L. Johnson et T. Mill. 1977. Review of the Environmental Fate of Selected Chemicals. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-560/5-77-003. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Stewart, M. 1985. Communication personnelle. Division des pesticides, Agriculture Canada, Ottawa.

U.S. EPA. 1977. Survey of Two Municipal Wastewater Treatment Plants for Toxic Substances. Wastewater Research Division, Municipal Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

U.S. EPA. 1978. In-depth Studies on Health and Environmental Impacts of Selected Water Pollutants. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. Contract No. 68-01-4646. (Mentionnée dans U.S. EPA 1980.)

U.S. EPA. 1979. Acrolein. *Dans* Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction, Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides, Polychlorinated Biphenyls. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 20-1 à 20-11.

U.S. EPA. 1980. Ambient Water Quality Criteria for Acrolein. Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-80-016.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

Wierzbicki, T. et O. Wojcik. 1965. Preliminary trials on the decomposition of acrolein, allyl alcohol and glycerol by activated sludge. Zesz. Nauk. Politech. Slask. Inz. Sanit. 8: 173-185. (Mentionnée dans U.S. EPA 1979.)

Zepp, R.G., N.L. Wolfe, G.L. Baughman et R.C. Hollis. 1977. Singlet oxygen in natural water. Nature (London) 267: 421-423.

6.3.16 Surfactifs

6.3.16.1 Utilisations et production

Les surfactifs, qu'on appelle aussi agents tensio-actifs ou agents mouillants, sont des produits chimiques organiques qui diminuent la tension superficielle de l'eau et d'autres liquides (McNeely et coll. 1980; Dean et Bradley 1984; Dean 1985). Les savons, les détergents pour la lessive, les liquides pour la vaisselle et les shampooings constituent les utilisations les plus connues des surfactifs. Parmi les autres utilisations importantes, on compte les nombreuses applications dans les lubrifiants, les émulsions de la polymérisation, le traitement des textiles, les floculants miniers, la récupération du pétrole, le traitement des eaux usées, ainsi que dans de nombreux autres produits et procédés (Dean 1985). Le tableau 6-156 présente les surfactifs et leurs intermédiaires qui sont produits, importés et utilisés au Canada. Les données sur les surfactifs industriels sont présentées au tableau 6-157.

Plusieurs centaines de composés peuvent être utilisés comme surfactifs; ils sont habituellement classés selon leur comportement ionique en solution, c.-à-d. anionique, cationique, non ionique ou amphotère (Dean et Bradley 1984). Chaque classe de surfactif possède ses propres propriétés qui sont présentées au tableau 6-158 avec des exemples de surfactifs commerciaux et industriels couramment utilisés (Tobin et Anthony 1975; Dean et Bradley 1984; Dean 1985).

Tableau 6-156. Production, consommation, importations et utilisations finales des surfactifs et de substances apparentées au Canada

Composé	Année	Production (t)	Consommation (t)	Importations (t)	Utilisations finales
Alcools à action détergente (alcools gras à chaine $C_{12} - C_{18}$)	1978	0	6 700	6 700	Ethoxylates, sulfates, préparations spéciales utilisées dans l'industrie des textiles
Alkylate à action détergente	1979	0	25 000	27 300	Produits liquides pour travaux de nettoyage légers et difficiles, poudres pour travaux de nettoyage difficiles, produits de nettoyage d'usage général, produits à récurer
	1980	0	26 000	23 500	
Ethanolamines (mono-, di-, triéthanolamines, hydroxyéthylamines)	1979	10 300	12 500	2 200	Surfactifs, adsorbants pour les gaz, produits de nettoyage, détergents, adjuvants du béton
	1980	10 600	13 400	3 900	
Alcools éthoxylés (éthoxylates d'alcools linéaires, etc.)	1979	10 000	17 000	6 800	Panneaux de gypse, désémulsifiants, préparations spéciales utilisées dans l'industrie des pâtes et papiers, préparations spéciales utilisées dans l'industrie des textiles, éther-sulfates, détergents pour travaux de nettoyage difficiles
	1980	11 000	17 300	6 300	
Acides gras distillés (acides gras à chaine $(C_{12} - C_{22})$	1978	44 000	50 000	6 900	Produits de nettoyage, produits chimiques utilisés dans l'industrie minière, surfactifs, résines alkyliques, alkydes, stéarates métalliques, mélange de caoutchouc, huile de coupe, savons, flottation du niobium, polymérisation en milieu émulsifié, plastifiants époxydiques, phosphates, produits de polissage
Amines grasses (amines primaires, secondaires et tertiaires, diamines)	1979	6 000	10 500	4 500	Inhibiteurs de corrosion, éthoxylates, produits quaternaires, flottation de la potasse, émulsions d'asphaltes, flottation du minerai de fer, flottation du niobium, additifs des huiles et des carburants
	1980	6 000	10 800	4 800	
Sulfates d'alcools gras (sulfate de lauryle et de sodium, sulfates de lauryléther et de sodium, etc.)	1978	19 000	20 500	1 500	Shampooings, produits de nettoyage, émulsions vinyliques, panneaux de plâtre, détergents, produits de toilette, latex SB, crème dentifrice
Nonylphénol	1983	5 000	5 900	400	Ethoxylates de nonylphénol, agents améliorant les caractéristiques poisseuses, résines, stabilisants du phosphite
	1984	5 200	5 400	400	
Polyacrylamides (PAM)	1978	500	4 500	3 700	Agents de rétention, traitement des eaux industrielles, agent de floculation des résidus, traitement de l'eau, agent de floculation des eaux usées, floculant, floculant utilisé dans l'industrie minière, extraction de l'uranium
	1979	500	5 000	4 300	

Sources: CORPUS Information Services 1979, 1980, 1981, 1985.

Tableau 6-157. Importations de divers surfactifs industriels au Canada

Surfactif	Quantité (t)	
	1981	1982
A base de sulfate	719	683,4
A base d'oléfinesulfonate	31,4	1,7
A base de sulfonate	4502,1	3835,6
Anioniques (groupe non spécifié)	1625,9	1227,4
Alcools éthoxylés	3095,2	2145,6
A base de phénol	234,1	360,5
A base d'amide	851,5	539,8
A base d'amine	588,5	1499,7
A base d'esters d'acides gras	508,6	418,8
Dérivés du sorbitan	314,1	213,1
Non ioniques (groupe non spécifié)	1949,9	1849,5
Cationiques	851,2	993,7
Ampholytiques	499,7	464
Mélanges de surfactifs	8534	9109

Source: Statistique Canada 1983.

6.3.16.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les surfactifs sont rejetés dans les voies d'eau naturelles à partir de nombreuses sources. Parmi les sources industrielles, on compte la préparation des textiles et des cuirs, la teinturerie et la finition, la fabrication de surfactifs et la préparation de détergents. Les surfactifs sont aussi utilisés par les blanchisseries et à la maison; ils sont donc présents dans les effluents des usines d'épuration des eaux usées. Ils sont également utilisés en agriculture comme diluants et dispersants (McNeely et coll. 1980).

Les données disponibles sur les concentrations de ces produits au Canada sont limitées, probablement en raison de la grande biodégradabilité et de la faible toxicité des divers surfactifs actuellement vendus sur les marchés (Tobin et Anthony 1975; McNeely et coll. 1980). Au cours d'une étude effectuée en 1979 sur les usines de textiles au Canada et

Tableau 6-158. Propriétés générales des principales classes de surfactifs et exemples des principaux surfactifs commerciaux et industriels

Caractéristique	Anionique	Cationique	Non ionique	Amphotère
Charge électrique	Négative	Positive	Nulle	En milieu acide En milieu alcalin
Détergence	Moyenne à élevée	Faible	Elevée	Faible
Coût	Faible à moyen	Elevé	Faible à moyen	Elevé
Action sur la peau	Moyennement douce	Rude	Moyenne à rude	Douce
Pouvoir moussant	Elevé	Faible à moyen	Faible à moyen	Faible à moyen
Incompatibilité	Avec les surfactifs cationiques	Avec les surfactifs anioniques	Aucune	Dépend du pH
Propriétés spéciales		Traitement germicide		Souvent faible irritation des yeux
Exemples de surfactifs commerciaux et domestiques	Alkylbenzène de sodium à chaîne alkylique linéaire (LABS), sulfate de lauryle et de sodium, sulfates de lauryléther et de sodium, éthoxysulfates d'alcools, sulfates d'alkyle[1], alkylbenzène sulfonates à chaîne alkylique linéaire[1], éthoxysulfates d'alcools[1], sulfates d'alcools gras et éther sulfonates d'alcools, sulfonates d'alpha-oléfines	Chlorure de stéaralkonium, chlorure de benzalkonium, chlorure de bis(alkyl de suif hydrogéné) diméthylammonium	Oxyde de docédyl diméthylamine, coco diéthanolamide, ethoxylates d'alcool, polyéthoxylate d'alcools primaires linéaires[1], diéthanolamides d'acides gras[1], polyéthoxylate d'alcools secondaires[1], polymères blocs de polyéthoxylate-polypropoxylate[1]	Cocoampho-carboxyglycinate, cocamidopropylbetaine
Principaux exemples industriels	Sulfonates de pétrole, linosulfonates, naphtalène sulfonates, alkylbenzène, sulfonates à chaîne alkylique ramifiée, alkylbenzène sulfonate à chaîne alkylique linéaire, sulfates d'alcool, éther-sulfates d'alcool, phosphates, sels d'acides carboxyliques	Composés ammoniacaux quaternaires, composés aminés	Ethoxylates d'alkylphénol, éthoxylates d'alcools, polymères blocs de polyol EO/PO, esters du polyéthylène glycol, alcanolamides d'acides gras	Bétaïnes, imidazolines

[1] Surfactifs commerciaux et domestiques les plus souvent utilisés au Canada (McNeely et coll. 1980).

Sources: Tobin et Anthony 1975; Dean et Bradley 1984; Dean 1985.

Tableau 6-159. Concentrations de surfactifs non ioniques (alcool linéaire nonylphénol éthoxylé) dans l'effluent final de trois usines textiles

Type d'usine	Concentration dans l'effluent final ($mg \cdot L^{-1}$)	
	Alcool linéaire	Nonylphénol éthoxylé
Usine de finition de tricots	10	20
Usine de finition de tissus	330	170
Usine de finition de tissus	1400	400

Source: Environnement Canada 1982.

Tableau 6-160. Concentrations de surfactifs dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration[1] ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	ND[2]	116	Avant 1980
Ouest	ND-0,04	241	1980-1985
Centre	ND-6,3	431	Avant 1980
Atlantique	ND	80	Avant 1980

[1] Limite de détection = 0,5 $mg \cdot L^{-1}$ (pour les substances réactives au bleu de méthylène).
[2] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

portant, entre autres, sur l'efficacité de leurs procédés de traitement, on a décelé des surfactifs non ioniques dans l'effluent final de trois des six usines échantillonnées. Les surfactifs non ioniques font partie de la classe des surfactifs les plus couramment utilisés; seuls les surfactifs de cette classe ont fait l'objet de prélèvement au cours de cette étude. Les concentrations de surfactifs non ioniques sont présentées au tableau 6-159 (Environnement Canada 1982).

6.3.16.3 Concentrations dans l'environnement

Les données sur les concentrations de surfactifs dans les eaux de surface au Canada sont limitées. Aucun résultat d'échantillonnage n'est signalé dans la base de données NAQUADAT (1985) pour les surfactifs anioniques et non ioniques. Cependant, les concentrations de certains surfactifs y ont été signalées; ces concentrations sont données au tableau 6-160. De plus, la région de l'Atlantique a signalé pour les savons à base d'acides résiniques des concentrations allant de non décelable (0,1 $mg \cdot L^{-1}$) à 10 $mg \cdot L^{-1}$; ces résultats sont basés sur 328 échantillons prélevés avant 1980 (NAQUADAT 1985). Pour ce qui est des acides résiniques, les données concernent la présence de ces composés dans les effluents des usines de pâtes et ne s'appliquent pas aux surfactifs ajoutés intentionnellement.

6.3.16.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Les surfactifs sont des composés renfermant à la fois des groupements hydrophiles et hydrophobes ou lipophiles. Vu leur nature à la fois hydrophile et hydrophobe, les surfactifs ont tendance à se concentrer à l'interface des mélanges aqueux, la portion hydrophile étant orientée vers la phase aqueuse et la portion hydrophobe dans l'autre direction, c'est-à-dire vers l'autre phase. La concentration préférentielle à l'interface est à l'origine de la capacité des surfactifs de stabiliser les émulsions et donc de leur utilité pour prévenir la coagulation et la précipitation (Garrett 1972; McNeely et coll. 1980; Datyner 1983; Tadros 1984).

La portion hydrophobe d'une molécule de surfactif est généralement constituée d'une chaîne hydrocarbonée renfermant de 8 à 20 atomes de carbone (p. ex. acides gras, paraffines, oléfines et alkylbenzènes). En solution aqueuse, la portion hydrophile s'ionise (surfactifs cationiques et anioniques) ou reste intacte (surfactifs non ioniques). Les surfactifs et les mélanges de surfactifs peuvent aussi être de nature amphotère (Datyner 1983; Tadros 1984). Parmi les exemples de divers groupes de surfactifs, on compte les surfactifs anioniques (alkylbenzènesulfonate à chaîne alkylique linéaire), les surfactifs cationiques (dialkydiméthylammonium), les surfactifs non ioniques (éthoxylates de nonylphénol) et les surfactifs amphotères (diméthyl dodécylaminepropanesulfonate) (Tadros 1984).

En raison de leur nature hydrophile, les surfactifs ont tendance à être solubles dans l'eau dans une certaine mesure. Selon le produit spécifique, la solubilité varie de très élevée (p. ex. certains surfactifs anioniques) à très faible, c.-à-d. insoluble (p. ex. certains surfactifs cationiques) (Lewis et Wee 1983). Les surfactifs anioniques ne sont pas sorbés de façon appréciable sur les solides inorganiques (Beveridge et Pickering 1983). Par contre, le surfactifs cationiques sont fortement sorbés sur les solides et plus particulièrement sur les argiles (Lewis et Wee 1983). On a constaté que les surfactifs anioniques et non ioniques étaient sorbés en quantité importante sur les boues activées (Urano et Saito 1984) et les sédiments organiques fluviatiles (Urano et coll. 1984). Les surfactifs non ioniques peuvent être sorbés sur des surfaces selon la nature de leurs portions hydrophobes (Law et Kunze 1966). On a calculé que les coefficients de partage cyclohexane/eau (P_{ce}) de deux surfactifs non ioniques, soit l'hexaoxyéthylènenonylphényléther et l'octaoxyéthylènenonylphényléther, étaient d'environ 2,6 et 1,9 respectivement (Harusawa et coll. 1980). On a constaté que certains surfactifs modifient la sorption sur des surfaces d'espèces chimiques coexistantes comme les métaux. Par exemple, l'adsorption du cuivre, du zinc, du cadmium et du plomb sur des argiles était diminuée de façon appréciable en présence de petites quantités de surfactifs cationiques. Cette diminution était plus prononcée dans le cas de suspensions de montmorillonite en comparaison de l'illite et de la kaolinite. Toutefois, les surfactifs cationiques augmentaient l'élimination des métaux en solution aqueuse en favorisant la précipitation des espèces métalliques qui ne restaient pas adsorbées sur l'argile. Selon le composé particulier, les surfactifs non ioniques avaient tendance à éliminer les métaux en solution par formation d'espèces micellaires (Beveridge et Pickering 1983).

En général, on considère que les surfactifs utilisés de nos jours sont biodégradables dans les conditions qui prévalent dans les systèmes efficaces de traitement des eaux usées. La vitesse de dégradation dépend en partie de la structure chimique (Reiff et coll. 1979; Gode 1984). Les surfactifs renfermant

des chaînes hydrophobes linéaires sont plus facilement biodégradés que ceux contenant des chaînes hydrophobes ramifiées (Scharer et coll. 1979; Kravetz 1983). Le nonylphénol et certains de ses dérivés éthoxylés ne sont pas dégradés rapidement par les procédés de traitement des eaux usées. Par exemple, 0 et 45 % du nonylphénol présent à une concentration initiale de 1 $mg \cdot L^{-1}$ était dégradé après incubation dans des eaux usées normales et activées respectivement (Verschueren 1983). Les nonylphénols mono- et diéthoxylés étaient des constituants importants des eaux usées ayant subi un traitement biologique (Giger et coll. 1981; Schaffner et coll. 1982; Stephanou et coll. 1982) et des eaux de rivière (Ahel et coll. 1984). Dans plusieurs cas, les produits de dégradation semblaient posséder une toxicité aiguë moindre pour les organismes aquatiques que le composé d'origine (Dolan et Hendricks 1976; Kimerle et Swisher 1977).

Vu la rapidité apparente de la biodégradation des surfactifs, peu de données sont disponibles sur leur accumulation dans le biote aquatique. Dans le cas de la morue (*Gadus morrhua* L.) exposée à 5 $mg \cdot L^{-1}$ d'éthoxylate de nonylphénol (un surfactif non ionique) à une température de 11 °C, on a calculé que les facteurs de bioaccumulation à l'équilibre étaient de 20 dans les tissus branchiaux et le sang, de 100 dans le foie et les reins, et de 800 dans la vésicule biliaire. Toutefois, l'élimination du surfactif semblait rapide (Granmo et Kollberg 1976). Dans le cas du crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) exposé à environ 20 $\mu g \cdot L^{-1}$ de chlorure de disuifdi::éthylammonium (un surfactif cationique), on a calculé des facteurs de bioconcentration dans l'organisme entier de 32 (eau de puits) et de 13 (eau de rivière). Le facteur de bioconcentration le plus faible chez le crapet arlequin dans de l'eau de rivière a été attribué à la présence de solides en suspension et de matières organiques anioniques dissoutes. L'élimination était rapide, la perte étant presque complète après 14 j (Lewis et Wee 1983).

Les surfactifs peuvent aussi modifier la pharmacocinétique et la toxicité de certains polluants présents simultanément. Par exemple, l'alkylbenzènesulfonate (un surfactif anionique) augmentait l'absorption du cadmium et son transfert dans les branchies en perfusion chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*). Les surfactifs non ioniques ne produisaient aucun effet (Pärt et coll. 1985). On a montré qu'il y avait accroissement de la toxicité des métaux lourds en présence de surfactifs anioniques (Calamari et Marchetti 1973).

6.3.16.5 Bibliographie

Ahel, M., W. Giger, E. Molnar-Kubica et C. Schaffner. 1984. Organic micropollutants in surface waters of the Glatt Valley, Switzerland. *Dans* Analysis of Organic Micropollutants in Water. G. Angeletti and A. Bjorseth (eds.). D. Reidel Publ. Co., Dordrecht, Holland. pp. 91-109.

Beveridge, A. et W.F. Pickering. 1983. The influence of surfactants on the adsorption of heavy metal ions by clays. Water Res. 17: 215-225.

Calamari, D. et R. Marchetti. 1973. The toxicity of mixtures of metals and surfactants to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Water Res. 7: 1453-1464.

CORPUS Information Services. 1979. Fatty-alcohol sulfates. Fatty acids, distilled. Detergent alcohols. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

CORPUS Information Services. 1980. Detergent alkylate. Polyacrylamides. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

CORPUS Information Services. 1981. Fatty amines. Ethoxylated alcohols. Ethanolamines. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

CORPUS Information Services. 1985. Nonylphenol. CPI Product Profiles. Don Mills, Ontario.

Datyner, A. 1983. Surfactants in Textile Processing. Marcel Dekker, Inc., New York. 212 pp.

Dean, J. 1985. To stay on top of constantly shifting markets, producers must zero in on research and technical service. Chem. Week 136(20): SAS 3 à SAS 34.

Dean, J. et R. Bradley. 1984. Part I, Industrial surfactants: A complex market, buffeted by shifting trends in technology, raw materials, sales strategies. Chem. Week 135(24): SAS 3 à SAS 34.

Dolan, J.M., III et A.C. Hendricks. 1976. The lethality of an intact and degraded LAS mixture to bluegill sunfish and a snail. J. Water Pollut. Control Fed. 48: 2570-2577.

Environnement Canada. 1982. Etude du traitement au mouillé des textiles et des techniques de lutte contre la pollution. Service de la protection de l'environnement, Ottawa. Analyse économique et technique. Rapport SPE 3-WP-82-5F. 116 pp.

Garrett, H.E. 1972. Surface Active Chemicals. Pergamon Press, Oxford, U.K. 167 pp.

Giger, W., E. Stephanou et C. Schaffner. 1981. Persistent organic chemicals in sewage effluents. 1. Identification of nonylphenols and nonylphenolethoxylates by glass capillary gas chromatography/mass spectrometry. Chemosphere 10: 1253-1263.

Gode, P. 1984. Reduction of surfactant concentrations in static fish tests compared with biodegradation rates in the OECD screening test. Chemosphere 13: 933-938.

Granmo, A. et S. Kollberg. 1976. Uptake, pathways and elimination of a nonionic surfactant in cod (*Gadus morrhua* L.). Water Res. 10: 189-194.

Harusawa, F., T. Saito, H. Nakajima, et S. Fukushima. 1980. Partition isotherms of nonionic surfactants in the water-cyclohexane system and the type of emulsion produced. J. Colloid Interface Sci. 74: 435-440.

Kimerle, R.A. et R.D. Swisher. 1977. Reduction of aquatic toxicity of linear alkylbenzene sulphonate (LAS) by biodegradation. Water Res. 11: 31-37.

Kravetz, L. 1983. Biodegradation of nonionic surfactants – alcohol ethoxylates vs. nonylphenol ethoxylates. Text. Chem. Color. 15(4): 57/23 to 28/62.

Law, J.P. et G.W. Kunze. 1966. Reactions of surfactants with montmorillonite: adsorption mechanisms. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30: 321-327.

Lewis, M.A. et V.T. Wee. 1983. Aquatic safety assessment for cationic surfactants. Environ. Toxicol. Chem. 2: 105-118.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Surfactifs. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 67-68.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Pärt, P., O. Svanberg et E. Bergström. 1985. The influence of surfactants on gill physiology and cadmium uptake in perfuse rainbow trout gills. Ecotoxicol. Environ. Saf. 9: 135-144.

Reiff, B., R. Lloyd, M.J. How, D. Browns et J.S. Alabaster. 1979. The acute toxicity of eleven detergents to fish: results of an interlaboratory exercise. Water Res. 13: 207-210.

Schaffner, C., E. Stephanou et W. Giger. 1982. Determination of nonylphenols and nonylphenolethoxylates in secondary sewage effluents. *Dans* Analysis of Organic Micropollutants in Water. A. Bjorseth and G. Angeletti (eds.). D. Reidel Publ. Co., Dordrecht, Holland. pp. 320-324.

Scharer, D.H., L. Dravety et J.B. Carr. 1979. Biodegradation of nonionic surfactants. Tappi 62(10): 75-78.

Statistique Canada. 1983. Importations: Commerce de marchandises, détail des produits 1982. Catalogue nº 65-207.

Stephanou, E. et W. Giger. 1982. Persistent organic chemicals in sewage effluents. 2. Quantitative determination of nonylphenol and nonylphenolethoxylates by glass capillary chromatography. Environ. Sci. Technol. 16: 800-805.

Tadros, Th.F. (ed.). 1984. Surfactants. Academic Press, London. 342 pp.

Tobin, R.S. et D.H.J. Anthony. 1975. Testing the Biodegradability of Nonionic Surfactants by the O.E.C.D. Dynamic Simulation Test. Rapport inédit. Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario). 21 pp.
Urano, K. et M. Saito. 1984. Adsorption of surfactants on microbiologies. Chemosphere 13: 285-292.
Urano, K., M. Saito et C. Murata. 1984. Adsorption of surfactants on sediments. Chemosphere 13: 293-300.
Verschueren, C. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

6.4 PARAMETRES PHYSIQUES

6.4.1 Couleur

6.4.1.1 Introduction

Nous percevons l'eau comme ayant une certaine couleur déterminée par la longueur d'onde des rayons lumineux incidents réfléchis, c'est-à-dire non absorbés. L'eau pure devrait absorber toutes les composantes de la lumière et sembler presque noire, mais ce n'est pas le cas dans les plans d'eau naturels. Les lacs contenant de très petites quantités de matières en suspension semblent bleus, probablement par diffusion de la lumière par les molécules d'eau en mouvement. Dans certains cas, des matières en suspension très fines peuvent donner une coloration verte (Hutchinson 1957).

La couleur et la turbidité déterminent la transmission de la lumière dans un plan d'eau et y "règlent" les processus biologiques. L'observation de ces paramètres, qui se fait à la verticale, donne une certaine indication qualitative de la fertilité de l'eau (Reid et Wood 1976).

Il existe deux mesures de la couleur de l'eau, la couleur vraie et la couleur apparente. La couleur vraie d'une eau naturelle est sa couleur une fois la turbidité éliminée (c.-à-d. eau filtrée ou centrifugée) (Reid et Wood 1976). La couleur apparente est celle de l'échantillon original non filtré ni centrifugé.

Les minéraux naturels déterminent la couleur vraie de l'eau; par exemple, le carbonate de calcium dans les régions calcaires donne à l'eau une couleur verdâtre, et l'hydroxyde ferrique la colore en rouge. Les substances organiques, les tannins, la lignine et les acides humiques de la végétation en décomposition déterminent aussi la couleur vraie de l'eau (Wetzel 1975; Reid et Wood 1976).

La couleur apparente vient en général de l'action de la lumière sur les matières en suspension et de la présence de matières particulaires colorées. La réflexion du fond ou du ciel est aussi un facteur. Lorsque la densité du seston (ensemble des matières particulaires en suspension dans l'eau) augmente, on peut observer une couleur caractéristique qui peut être due à des matières inorganiques comme les argiles. Cependant, cette couleur vient habituellement d'algues, de microcrustacés ou de bactéries pigmentées en suspension (Hutchinson 1957; Wetzel 1975).

Les algues bleu-vert donnent une coloration générale vert foncé ou bleu-vert. La coloration brun-jaune est due aux diatomées; l'eau peut aussi devenir rouge ou pourpre, par exemple, en présence d'une grande quantité de zooplancton tel que *Daphnia* ou des diaptomus (copépodes). Lorsque certaines algues bleu-vert prolifèrent, comme *Euglena sanguinea* et *Chromulina*, entre autres, ces organismes peuvent s'associer à la pellicule de surface; la coloration résultante est alors plus justement dite couleur du neuston plutôt que couleur du seston (Hutchinson 1957; Wetzel 1975).

Dans certains lacs, l'intensité de la couleur augmente avec la profondeur, peut-être à cause de substances organiques dérivées des sédiments de fond et aussi de l'augmentation des populations de phytoplancton nourries par ces substances (Reid et Wood 1976).

Tableau 6-161. Intervalle de couleur des eaux de surface canadiennes

Région	Intervalle[1] (unités rel.)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	<5 et 40	2	Avant 1980
Ouest	5 et 240	1976	1980-1983
Centre	5 et 200	142	1980-1981
Atlantique	65 et 130	11	1980

[1] Couleur vraie.

Source: NAQUADAT 1985b.

6.4.1.2 Mesure de la couleur

L'une des méthodes utilisées au Canada et aux Etats-Unis pour mesurer la couleur de l'eau est l'utilisation de l'échelle colorimétrique au platino-cobalt. Cette méthode fait intervenir la comparaison des eaux lacustres à une série de solutions diluées de chloroplatinate de potassium (K_2PtCl_4) et de chlorure cobalteux cristallin ($CoCl_2 \cdot H_2O$) (Environnement Canada 1979). L'unité platino-cobalt correspond à la couleur mesurée dans une solution aqueuse de 1 $mg \cdot L^{-1}$. Les valeurs mesurées varient beaucoup: elles sont très petites dans les eaux claires et vont jusqu'à 300 unités dans les eaux très foncées des tourbières (Reid et Wood 1976).

La mesure de la couleur d'absorbance totale (CAT) est une autre des méthodes utilisées. Il s'agit de la mesure de l'absorbance intégrée de l'échantillon filtré (pH fixé à 7,6) entre 400 et 700 nm. Une unité CAT correspond à la couleur produite par une solution d'ion chloroplatinate d'une concentration (Pt) de 2 $mg \cdot L^{-1}$. L'intervalle des unités va de 1 à 250 (British Columbia Ministry of Environment 1976).

Une troisième méthode sert à mesurer la vraie couleur de l'effluent d'une papeterie et des eaux réceptrices. Elle consiste à filtrer l'échantillon, à fixer son pH à 7,6 et à mesurer sa densité optique à 465 nm. La couleur est mesurée relativement à un étalon de platino-cobalt; les résultats sont donnés en unités Hazen (NAQUADAT 1985a).

Les intervalles de couleur dans les eaux de surface canadiennes sont présentés au tableau 6-161.

6.4.1.3 Bibliographie

British Columbia Ministry of Environment. 1976. A Laboratory Manual for the Chemical Analysis of Waters, Wastewaters, Sediments and Biological Tissues. 2nd edition. Computed by N.R. McQuaker. Water Resources Service, Victoria, British Columbia.
Environnement Canada. 1979. Manuel de méthodes analytiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

Hutchinson, G.E. 1957. A Treatise on Limnology. Vol. 1. Geography, Physics, and Chemistry. John Wiley & Sons, New York. 1015 pp.
NAQUADAT 1985a. Base de données sur la qualité des eaux. Dictionnaire des codes paramétriques. Section des systèmes informatiques, Direction de la qualité des eaux, Environnement Canada, Ottawa.
NAQUADAT. 1985b. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
Reid, G.K. et R.D. Wood. 1976. Ecology of Inland Waters and Estuaries. D. Van Nostrand Co., Toronto, Ontario. 485 pp.
Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

6.4.2 Conductivité spécifique

La conductivité spécifique est l'expression numérique de la capacité de l'eau à conduire le courant électrique. Les principaux facteurs influant sur la conductivité d'une solution aqueuse sont, entre autres, la nature et la concentration des solutés présents, leur degré de dissociation, la charge électrique de chaque ion, la mobilité ionique et la température de la solution. La conductivité s'exprime habituellement en microsiemens par centimètre ($\mu S \cdot cm^{-1}$). Dans le cas de l'eau de mer, la conductivité s'exprime habituellement en termes de salinité. Les solutions de la plupart des sels, des bases et des acides inorganiques sont d'assez bons conducteurs. Par contre, les composés organiques qui ne se dissocient pas en solution aqueuse ne conduisent pas le courant électrique sinon très peu (McNeely et coll. 1980; Greenberg et coll. 1981; Hem 1982).

La conductivité est particulièrement sensible aux variations de teneur en matières solides en solution; sa mesure n'apporte cependant aucune indication quant aux quantités relatives des diverses composantes de ces matières. Dans la plupart des eaux naturelles, il est toutefois possible d'obtenir la concentration de matières solides en solution (exprimée en $mg \cdot L^{-1}$) à partir de la conductivité (exprimée en $\mu S \cdot cm^{-1}$) en multipliant cette dernière par un facteur variant de 0,55 à 0,75. Cette transformation peut cependant donner des résultats ténus, car le multiplicateur peut s'approcher de 1,0 pour une eau contenant des concentrations importantes de sulfates mais être inférieur à 0,5 pour des solutions basiques ou acides. Il faut s'abstenir d'utiliser cette relation lorsque l'ion dominant est inconnu. Des études effectuées dans le bassin de la rivière Susquehanna en Pennsylvanie et dans l'Etat de New York ont indiqué qu'il était possible, en multipliant la conductivité par un facteur de 0,626, d'obtenir la concentration de matières solides en solution avec un écart type de $\pm 16,6$ $mg \cdot L^{-1}$ (Lystrom et coll. 1978).

Le tableau 6-162 donne l'intervalle de la conductivité spécifique des eaux de surface canadiennes.

Dix échantillons ont été prélevés entre 1980 et 1982 à une station de la NAQUADAT en Colombie-Britannique: leur conductivité variait de 3080 à 12 200 $\mu S \cdot cm^{-1}$. En 1983, une conductivité de 36 000 $\mu S \cdot cm^{-1}$ a été signalée dans des échantillons d'eaux usées terre-neuviennes prélevés à une station de la base de données NAQUADAT (limite de détection = 0,2 $\mu S \cdot cm^{-1}$). A une station de la base de données NAQUADAT située à Terre-Neuve, l'intervalle de la conductivité des eaux usées urbaines variait de 1920 à 3300 $\mu S \cdot cm^{-1}$ (limite de détection = 2,5 $\mu S \cdot cm^{-1}$) d'après les résultats obtenus sur trois échantillons prélevés en 1982 et en 1983 (NAQUADAT 1985).

Tableau 6-162. Intervalle de la conductivité spécifique des eaux de surface au Canada

Région	Intervalle[1] ($\mu S \cdot cm^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Ouest	4,8[1]-84 600	6 321	1980-1985
	20[2]-13 500	19	Avant 1980
Centre	1[1]-2 000	6 781	1980-1985
	0,003-500	206	1980-1985
Atlantique	0,008-31 000	11 424	1980-1985
	3,2[2]-740	1 003	1980-1985

[1] Limite de détection = 0,2 $\mu S \cdot cm^{-1}$.
[2] Limite de détection = 2,5 $\mu S \cdot cm^{-1}$.

Source: NAQUADAT 1985.

6.4.2.1 Bibliographie

Greenberg, A.E., J.J. Connors et D. Jenkins (eds.). 1981. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1134 pp.
Hem, J.D. 1982. Conductance: a collective measure of dissolved ions. *Dans* Water Analysis. Vol. I. Inorganic Substances. Part I. R.A. Minear and L.H. Keith (eds.). Academic Press, New York. pp. 137-161.
Lystrom, D.J., F.A. Rinella et W.D. Knox. 1978. Definition of regional relationships between dissolved solids and specific conductance, Susquehanna River basin, Pennsylvania and New York. U.S. Geol. Surv. J. Res. 6: 541-545.
McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Conductivité spécifique. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 23.
NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

6.4.3 Goût

Le goût est le sens permettant de percevoir les saveurs grâce à des récepteurs situés sur la langue. Il existe quatre saveurs fondamentales, le sucré, le salé, l'acide et l'amer, qui peuvent être perçues seules ou combinées. Le terme saveur désigne une fonction de la perception des odeurs par le nez (au moment où l'échantillon est mis dans la bouche) et par l'arrière de la bouche à travers le conduit menant aux fosses nasales, les sensations gustatives jouant un rôle secondaire. Il est possible de décrire les sensations caractéristiques perçues au moment d'introduire un échantillon dans la bouche et d'en tirer des "notes de saveur" qui représentent une combinaison des deux sensations, l'odeur et le goût, plus une certaine sensation de la texture (par exemple, l'astringence et la consistance savonneuse).

Les goûts peuvent être mesurés par un indice et par des notes de saveur spécifiques en fonction de normes de référence ou être soumis à une évaluation par un groupe d'experts en profil de saveur (voir la section 6.4.5).

Le goût attribué à l'eau peut venir des sensations dues à la présence dans celle-ci de substances ayant des pressions de vapeur et des odeurs négligeables. Les nuances de goût sont

dues, croit-on, à la réaction des diverses papilles gustatives aux sensations de sucré, d'acide, de salé et d'amer (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Un certain nombre de facteurs peuvent être à l'origine du goût de l'eau, par exemple les activités industrielles et biologiques. Le goût de l'eau d'origine biologique peut varier d'une saison à l'autre (Santé et Bien-être social Canada 1982). Chaque année, il survient au Canada de 10 à 100 cas de mauvais goût ou de mauvaise odeur de l'eau, sans compter les problèmes persistants dus au fer ou à des minéraux (Brownlee 1986). Voici certains des facteurs qui peuvent en être la cause:

1. Température: les sensations gustatives sont optimales lorsque l'eau est à la température de l'organisme ou presque. Le fait de refroidir ou de chauffer (55 °C) l'eau en réduit grandement le goût. On a montré que le degré d'influence de la température sur le goût est fonction de la substance spécifique à l'origine de celui-ci (Pangborn et Bertolero 1972). La température influe aussi sur le goût de l'eau en fonction de son action sur l'équilibre des substances à l'origine du goût. L'élévation de la température accélère la production par les microorganismes de métabolites au goût mauvais ainsi que la formation de produits de corrosion au goût déplaisant (Santé et Bien-être social Canada 1982).
2. pH: le pH de l'eau peut influer directement sur le goût de celle-ci en déterminant les concentrations d'équilibre des espèces neutres et ionisées d'une substance en solution. Le pH d'une solution a aussi une influence marquée sur les réactions produisant des substances ayant un goût prononcé tels que les chlorophénols (Santé et Bien-être social Canada 1982).
3. Microorganismes: un certain nombre de goûts (et d'odeurs) déplaisants sont dus à des microorganismes, par exemple, le goût causé par la libération d'assez fortes concentrations de fer dans les systèmes d'approvisionnement en eau par des organismes nuisibles appelés, de façon non spécifique, "bactéries ferrugineuses" (Santé et Bien-être social Canada 1982). La prolifération d'algues dans les plans d'eau destinés à l'approvisionnement en eau potable peut entraîner la production de composés organiques tels que le géosmine ou le 2-méthylisobornéol, qui sont à l'origine de problèmes de goût et d'odeur (Brownlee 1986).
4. Chlore résiduel: le goût est plus sensible à l'acide hypochloreux qu'à l'ion hypochlorite et le seuil de gustation du chlore résiduel libre augmente de 0,075 à 0,45 $mg \cdot L^{-1}$ lorsque le pH passe de 5,0 à 9,0 (Bryan et coll. 1973). D'autres études laissent prévoir un seuil de gustation plus élevé (>1,5 $mg \cdot L^{-1}$) (Santé et Bien-être social Canada 1982).
5. Matières solides dissoutes totales: les principaux cations et anions jouent un rôle important dans le goût de l'eau. Le seuil de gustation de plusieurs cations est supérieur aux concentrations trouvées dans l'eau à l'exception, peut-être, du magnésium et du calcium dont les seuils sont de 100 $mg \cdot L^{-1}$ et 125 $mg \cdot L^{-1}$ respectivement (Lockhart et coll. 1955). Les goûts caractéristiques des principaux anions sont souvent plus intenses que les goûts des ions métalliques (Bruvold 1975); le seuil de gustation du calcium et du magnésium ne serait donc pas atteint avant le rejet de l'eau (Santé et Bien-être social Canada 1982).
6. Fer et sulfure: il est bien connu que ces deux espèces altèrent le goût de l'eau. L'intervalle de sensations gustatives du fer est très grand. Dans l'intervalle normal de pH de l'eau potable, le goût du sulfure d'hydrogène l'emporte sur celui du bisulfure; par contre, à pH 8,0, c'est le goût du bisulfure qui prédomine. Le goût de l'ion sulfure ne devient appréciable qu'au-dessus de pH 10 (Santé et Bien-être social Canada 1982).

Pour ce qui est de déterminer la qualité de l'eau, le goût ne permet qu'une classification très vague vu la sensibilité et les goûts et dégoûts de chacun. Il pourrait y avoir un danger à s'alimenter avec une eau ayant un goût déplaisant tout en étant propre à la consommation, car les gens pourraient la remplacer par une eau ayant meilleur goût venant d'une source contaminée (Santé et Bien-être Social 1982).

6.4.3.1 Bibliographie

Brownlee, B.G. 1986. Communication personnelle. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ontario).

Bruvold, W.H. 1975. Human perception and evaluation of water quality. Crit. Rev. Environ. Control 5: 153-231. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Bryan, P.E., L.N. Kuzminski, F.M. Sawyer et T.H. Feng. 1973. Taste thresholds of halogens in water. J. Am. Water Works Assoc. 65: 363-368.

Lockhart, E.E., C.L. Tucker et M.C. Merritt. 1955. The effect of water impurities on the flavour of brewed coffee. Food Res. 20: 598-605. (Mentionnée dans Santé et Bien-être social Canada 1982.)

Pangborn, R. et L. Bertolero. 1972. Influence of temperature on taste intensity and degree of liking of drinking water. J. Am. Water Works Assoc. 64: 511-515.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Goût. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 21-30.

6.4.4 Matières solides dissoutes totales

6.4.4.1 Introduction

La mesure des matières solides dissoutes totales (MDT) est un indice de la quantité de substances en solution dans l'eau; elle donne donc une idée générale de sa qualité chimique. La quantité de MDT est déterminée soit d'après le résidu filtrable total ($mg \cdot L^{-1}$), soit d'après la conductivité ($\mu S \cdot cm^{-1}$) (Faust et Aly 1981). Les composantes englobées par l'expression générique "matières solides dissoutes totales" sont les constituants essentiels de la matière vivante.

6.4.4.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La concentration des matières solides dissoutes totales dans l'eau dépend de la susceptibilité des roches ignées et sédimentaires à l'altération, du ruissellement terrestre et de l'influence des sources d'origine anthropique. Ces dernières comprennent, entre autres, les effluents urbains et industriels, le ruissellement agricole et les retombées atmosphériques (Faust et Aly 1981). Une station de la base de données NA-

QUADAT rapportait un intervalle de concentrations allant de 424-3300 $mg \cdot L^{-1}$ (limite de détection = 2 $mg \cdot L^{-1}$) pour neuf échantillons d'eaux usées industrielles prélevés en 1980 et en 1982 en Colombie-Britannique (NAQUADAT 1985).

La teneur en MDT des lacs ouverts, où l'eau est drainée par des ruisseaux ou des rivières, reflète la composition inorganique des effluents. La teneur en MDT des lacs qui ne sont pas drainés ou qui sont privés d'émissaires importants (lacs fermés) est modifiée par la précipitation et la concentration des solutés (p. ex. les sels) dues à l'évaporation. La teneur en MDT des eaux fluviales est plus variée que celle des eaux stagnantes, mais les cours d'eau les plus importants, surtout les principaux fleuves, ont en général une composition inorganique semblable à celle des lacs ouverts (Reid et Wood 1976).

6.4.4.3 Concentrations dans l'environnement

Les teneurs les plus faibles en matières solides dissoutes totales se rencontrent dans les régions où la roche ignée est nue; l'eau est alors dite "douce". Les concentrations les plus élevées se rencontrent dans les régions renfermant des sédiments calcaires d'où les sels solubles peuvent être lessivés; ces eaux à teneur élevée en sels sont dites "dures" (Reid et Wood 1976).

Les concentrations de matières solides dissoutes totales varient énormément, allant de très faibles (<10 $mg \cdot L^{-1}$) à des milliers de milligrammes par litre dans les lacs salins. Dans la plupart des lacs dont le bassin est ouvert, les concentrations de MTD varient de 100 à 200 $mg \cdot L^{-1}$ (Reid et Wood 1976). La région de l'Ouest était la seule rapportant des concentrations de matières solides dissoutes totales dans la base de données NAQUADAT. Ces concentrations variaient de 4 à 65 879 $mg \cdot L^{-1}$ d'après les résultats obtenus pour 2223 échantillons prélevés entre 1980 et 1985 (NAQUADAT 1985).

Le tableau 6-163 donne les concentrations de résidus filtrables dans les eaux de surface au Canada. Le tableau 6-164 indique la relation entre la concentration de MDT et la salinité.

Tableau 6-163. Concentrations des résidus filtrables dans les eaux de surface au Canada

Région	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	ND[1,2]-990	972	1980-1985
Ouest	0,002-5873	1784	Avant 1980
Centre	0,2-23 536	2394	Avant 1980
Atlantique	1[1]-3284	1087	1980-1985

[1] Limite de détection = 2 $mg \cdot L^{-1}$.
[2] ND = non décelable.

Source: NAQUADAT 1985.

Tableau 6-164. Relation matières solides dissoutes totales – salinité

Concentration de matières solides dissoutes totales ($mg \cdot L^{-1}$)	Salinité des eaux
0-1 000	Douces, non salines
1 001-3 000	Légèrement salines
3 001-10 000	Moyennement salines
10 001-100 000	Salines
>100 000	Salées

Source: McNeely et coll. 1980.

6.4.4.4 Espèces et devenir dans le milieu aquatique

Les expressions matières solides en solution ou matières solides dissoutes totales (MDT) sont associées en général à la quantité de sels inorganiques, de matières organiques et d'autres matières dissoutes présentes dans les eaux douces (Sawyer 1960). L'expression MDT désigne habituellement les substances inorganiques dissoutes dans l'eau. Certains des principaux anions inorganiques en solution dans l'eau sont: carbonates, bicarbonates, chlorures, sulfates, phosphates et nitrates. Les principaux cations sont: calcium, magnésium, sodium, potassium, azote, phosphore, fer, soufre et silicium. On trouve aussi de petites quantités de quelques autres éléments (Reid et Wood 1976).

On considère souvent que la détermination des résidus filtrables équivaut à la mesure des MDT (Greenberg et coll. 1981; Hem 1982). Le terme salinité n'est pas exactement l'équivalent de l'expression teneur totale en sels dissous, mais on considère qu'il y a habituellement une relation entre les deux; la salinité est généralement définie comme la concentration totale des composantes ioniques (Hutchinson 1957; Reid et Wood 1976). Du point de vue opérationnel, la salinité a été définie comme la teneur de l'eau en matières solides totales après oxydation de tous les carbonates, remplacement de tous les bromures et iodures par des chlorures et oxydation de toutes les matières organiques. Il s'agit habituellement d'un nombre plus petit que la teneur en résidus filtrables (Greenberg et coll. 1981).

La mesure de la conductivité spécifique peut donner un indice de la quantité de MDT présentes dans l'eau. La relation entre la conductivité spécifique et la teneur en MDT peut varier selon la répartition des principaux cations et anions présents dans un échantillon d'eau donné. Les mesures de conductivité ne tiennent cependant pas compte des espèces moléculaires non chargées comme l'acide silicique ($Si(OH)_4$) qui devrait exister sous forme de dioxyde de silicium (SiO_2) dans les MDT résiduelles. De plus, la détermination standard des MDT ou des résidus filtrables n'inclut pas les solutés volatils (Hem 1982). Il est aussi possible de déterminer les MDT en faisant la somme de toutes les mesures des teneurs en matières en solution ou en matières filtrables dans un échantillon (Santé et Bien-être social Canada 1982).

6.4.4.5 Bibliographie

Faust, S.D. et O.M. Aly. 1981. Chemistry of Natural Waters. Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 400 pp.

Greenberg, A.E., J.J. Connors et D. Jenkins (eds.). 1981. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1134 pp.

Hem, J.D. 1982. Conductance: a collective measure of dissolved ions. *Dans* Water Analysis. Vol. I. Inorganic Species. Part 1. R.A. Minear and L.H. Keith (eds.). Academic Press, New York. pp. 137-161.

Hutchinson, G.E. 1957. A Treatise on Limnology. Vol. 1. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley & Sons, Inc., New York. 1015 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Solides dissous totaux. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 63-64.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Reid, G.K. et R.D. Wood. 1976. Ecology of Inland Waters and Estuaries. D. Van Nostrand Co., New York. 485 pp.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Matières solides totales dissoutes. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 401-409.

Sawyer, C.N. 1960. Chemistry for Sanitary Engineers. McGraw-Hill Book Co., New York.

6.4.5 Odeur

6.4.5.1 Introduction

L'olfaction, c'est-à-dire la perception des odeurs, fait intervenir la chimio-détection. Il s'agit de la perception d'une sensation complexe par des organes récepteurs situés dans les fosses nasales. En général, l'odorat est sensible à une concentration beaucoup plus faible d'une substance (parties par milliard ou moins) que le goût (parties par million ou davantage). L'eau souterraine a tendance à avoir moins d'odeur que l'eau de surface (Santé et Bien-être social Canada 1982).

L'odeur de l'eau indique rarement la présence de substances délétères, mais plutôt une activité biologique supérieure à celle souhaitable dans un plan d'eau utilisé comme source d'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1982).

6.4.5.2 Sources

L'odeur d'une eau semble venir des composés organiques volatils labiles qu'elle contient. Les plantes aquatiques et divers types de phytoplancton sont une source d'odeur. Les diatomées ont une odeur aromatique, par exemple, l'espèce *Asterionella* sent le géranium; les algues bleu-vert ont une odeur de graminées et certaines algues vertes et jaunes, une odeur de poisson (Hutchinson 1957). Les déchets industriels peuvent donner leur odeur à l'eau; l'activité humaine peut créer des conditions stimulant l'activité biologique à l'origine d'odeurs: par exemple, les eaux d'égout brutes favorisent la croissance biologique, entraînant une odeur caractéristique. Des matières organiques (entre autres, les tannins, les lignines et les substances humiques), certains composés chimiques inorganiques ainsi que le pétrole et le gaz communiquent une odeur à l'eau. L'épuration de l'eau peut transformer des substances ayant une faible odeur (par exemple, les phénols et les amines) en substances à odeur plus forte (par exemple, les chlorophénols et les chloramines) (Santé et Bien-être social Canada 1982).

6.4.5.3 Mesures

Les deux mesures les plus courantes de la présence de substances odorantes dans l'eau sont le nombre-seuil de l'odeur (NSO) défini comme la plus grande dilution avec de l'eau inodore à laquelle l'odeur d'un échantillon d'eau est tout juste décelable par l'odorat; et l'indice d'intensité de l'odeur (IIO), défini comme le nombre de fois que la concentration d'un échantillon d'eau doit être réduit de moitié par l'addition d'eau inodore pour que son odeur soit tout juste décelable par l'odorat (ASTM 1976). Ces deux mesures ont des faiblesses qui entraînent des appréciations très variables selon le juge. Ces essais sont basés sur l'hypothèse que plus la concentration originale d'une substance odorante est grande, plus elle peut être diluée tout en restant perceptible. Par contre, cette hypothèse sous-entend, de façon incorrecte, que tous les juges perçoivent toutes les odeurs de la même façon. Comme le nombre-seuil de l'odeur de différents composés varie d'une personne à l'autre, l'essai mesure en réalité le seuil de perception (et toute anosmie) propre à chaque juge pour différentes substances odorantes. D'autres méthodes sont préférables: par exemple, la détection et le classement de l'intensité des odeurs à l'aide d'un vocabulaire normalisé, avec les normes de référence qui s'y rattachent, ou la classification des saveurs, c'est-à-dire tant des odeurs que des saveurs, par un groupe d'experts formé à cet effet.

6.4.5.4 Facteurs influant sur les odeurs

De nombreux facteurs influent sur la présence de substances odoriférantes et la production d'odeur dans les approvisionnements en eau: entre autres, la stagnation et un débit plus ou moins rapide, un ruissellement important après de grandes pluies et la turbulence de l'eau qui libère les substances odorantes. La pression de vapeur des substances volatiles varie en fonction de la température; l'intensité de l'odeur est donc proportionnelle à la température. Une hausse de température augmente la vitesse de croissance bactérienne et la formation de produits de décomposition et de métabolisation odorants. Par exemple, la vitesse de formation de substances comme les chlorophénols est plus rapide à une température plus élevée. Le pH de l'eau peut influer sur l'odeur de celle-ci car il détermine les proportions d'une substance existant sous la forme odorante et sous la forme inodore; le pH modifie aussi la vitesse de certaines réactions chimiques à l'origine des substances odorantes (Santé et Bien-être social Canada 1982).

L'odeur permet de déceler certains groupements chimiques à des concentrations inférieures à l'intervalle de toxicités; cette odeur sert alors à déterminer les objectifs de qualité des eaux (Santé et Bien-être social Canada 1982).

6.4.5.5 Bibliographie

ASTM. 1976. Annual Book of ASTM Standards. Part 31. Water. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania.

Hutchinson, G.E. 1957. A Treatise on Limnology. Vol. 1. Geography, Physics and Chemistry. John Wiley & Sons, New York. 1015 pp.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Odeur. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 33-40.

6.4.6 Sursaturation en gaz dissous

Les gaz se dissolvent dans l'eau en fonction de leur pression partielle et de leur solubilité. La solubilité d'un gaz dans l'eau est d'une valeur finie limitée. La quantité de gaz dissous dans l'eau et la vitesse d'équilibration est déterminée par la

nature du gaz, sa pression partielle, la température ambiante et la présence d'autres solutés. Il y a sursaturation en gaz dissous lorsque la quantité de gaz dissous en solution dépasse la quantité prévue à l'équilibre. Le déséquilibre des pressions entre la phase gazeuse dissoute et l'atmosphère favorise alors la diffusion du gaz vers l'atmosphère. En général, la diffusion ne permet pas à elle seule que le déplacement du gaz soit assez rapide pour empêcher la formation de bulles. La sursaturation peut entraîner l'hyperbarisme (ou aéro-embolisme) observé chez une grande variété de poissons et d'invertébrés d'eau douce et d'eau salée (U.S. EPA 1973; Harvey 1975; Weitkamp et Katz 1980). L'hyperbarisme est un processus non infectieux, d'origine physique, qui peut se produire lorsque la pression totale des gaz en solution est hyperbarique et qu'elle n'est pas compensée; il produit des lésions primaires du sang et des tissus, puis un dérèglement physiologique. Les bulles de gaz à l'origine de l'hyperbarisme ne peuvent se former dans les organismes aquatiques que lorsque la somme des pressions des gaz en solution dépasse la somme de la pression hydrostatique et des autres pressions compensatoires comme la tension artérielle (Bouck 1980).

Les principaux facteurs qui influent sur la solubilité d'un gaz dans l'eau sont la pression et la température. Selon la loi de Henry, la masse de gaz dissoute dans un volume donné de solvant à température constante est proportionnelle à la pression du gaz avec laquelle elle est en équilibre. Par conséquent, à mesure qu'augmente la pression d'un volume donné de solvant (dans le cas présent, l'eau), sa capacité de saturation par un gaz augmente aussi. La pression hydrostatique de l'eau augmente rapidement en fonction de la profondeur; les eaux profondes ont donc une capacité beaucoup plus grande de saturation en gaz. Par ailleurs, cette capacité est inversement proportionnelle à la température. L'augmentation de température d'une eau déjà saturée entraîne donc sa sursaturation (Harvey 1975; Weitkamp et Katz 1980).

Les gaz importants dans l'hyperbarisme sont l'azote, l'oxygène et l'argon. Selon la loi des pressions partielles de Dalton, la pression totale d'un mélange de gaz est égale à la somme des pressions partielles de chacun de ses constituants. Sous une pression totale de 101,3 kPa, l'air sec exempt de gaz carbonique est composé des gaz principaux en proportions de 78 % d'azote, 21 % d'oxygène et 1 % d'argon. L'azote et l'argon sont normalement envisagés simultanément, car ils sont biologiquement inertes pour les poissons, alors que l'oxygène est un gaz biologiquement actif. Ces gaz se dissolvent dans l'eau en fonction de leur solubilité et de leur pression partielles. Bien que l'azote soit une des principales causes de l'hyperbarisme, il n'est pas le seul gaz important et il faut donc tenir compte de la pression totale des gaz en solution. Plusieurs études ont montré que les bulles de gaz trouvées dans les organismes aquatiques souffrant d'hyperbarisme ont une composition essentiellement identique à celle de l'air (U.S. EPA 1973).

6.4.6.1 Bibliographie

Bouck, G.R. 1980. Etiology of gas bubble disease. Trans. Am. Fish. Soc. 109: 703-707.

Harvey, H.H. 1975. Gas diseases in fish – a review. *Dans* Chemistry and Physics of Aqueous Gas Solutions. W.A. Adams, G. Greer, J.E. Desnoyers, G. Atkinson, G.S. Kell, K.B. Oldham and J. Walkley (eds.). The Electrical Society, Inc., Princeton, New Jersey. pp. 450-485.

U.S. EPA. 1973. Water Quality Criteria 1972. Committee on Water Quality Criteria, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-R3-73-033.

Weitkamp, D.E. et M. Katz. 1980. A review of dissolved gas supersaturation literature. Trans. Am. Fish. Soc. 109: 659-702.

6.4.7 Température

6.4.7.1 Introduction

Il est possible de définir la température d'un corps comme l'état déterminant si l'échange de chaleur se fait de celui-ci vers les autres corps ou vice versa. Normalement, la température est mesurée à l'aide d'un thermomètre ou d'un thermistor et s'exprime dans une échelle relative tels les degrés Celcius (°C) ou Fahrenheit (°F). Les variations de température font partie du régime climatique normal et la température des plans d'eau naturels subit des variations saisonnières et diurnes ainsi qu'une stratification thermique verticale. Certains facteurs tels que la latitude, l'élévation, la saison, l'heure du jour, le débit et la profondeur du plan d'eau jouent un rôle sur la température des eaux de surface (McNeely et coll. 1980).

La température joue un rôle régulateur primordial dans l'environnement aquatique; elle détermine l'influence de divers autres paramètres physico-chimiques. En général, à mesure que la température augmente entre 0 et 30 °C, la viscosité, la tension superficielle, la compressibilité, la chaleur massique, la constante d'ionisation et la chaleur latente de vaporation diminuent, contrairement à la conductibilité thermique et à la pression de vapeur qui augmentent. La solubilité des gaz (H_2, N_2, CO_2 et O_2) diminue aussi à mesure qu'augmente la température (Houston 1983). Les organismes aquatiques ont une limite supérieure et une limite inférieure de tolérance thermique, une température optimale de croissance et une température préférée comprise dans un gradient thermique; la température détermine l'époque des migrations, du frai et de l'incubation des oeufs (U.S. EPA 1973).

6.4.7.2 Sources des changements de température dans l'environnement aquatique

La température d'un plan d'eau est surtout fonction du régime climatique; il se peut cependant que l'activité anthropique modifie la température des eaux réceptrices (McNeely et coll. 1980). Au Canada, la pollution thermique des eaux réceptrices vient surtout des centrales thermiques et nucléaires, des industries comme les aciéries, et des usines d'épuration des eaux d'égout. La production d'électricité par les centrales thermiques est responsable d'environ 75 % de la chaleur totale rejetée dans l'environnement aquatique canadien (Dickson 1976). Par contre, la libération des eaux froides de l'hypolimnion des réservoirs de retenue peut refroidir les eaux réceptrices (McNeely et coll. 1980).

6.4.7.3 Intervalles dans l'environnement

Dans les régions tempérées, la température des eaux intérieures naturelles de surface varie de 0 à 30 °C; les valeurs maximales sont atteintes surtout dans les eaux peu profondes en été et les valeurs minimales parfois inférieures à 0 °C en hiver. Dans les sources chaudes, on a observé des tem-

Tableau 6-165. Intervalle de températures des eaux de surface au Canada

Région	Température (°C)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	−1[1]-40,5	2688	1980-1985
Centre	4,1[2]-24,96	2738	1980-1985
	−1[1]-29,5	3871	1980-1985
Québec	10,3[3]-17,4	7	1981-1982
Atlantique	0[3]-30,3	982	1980-1985

[1] Température de l'eau mesurée à l'aide d'un thermomètre au Hg.
[2] Température des eaux les plus profondes prélevées.
[3] Les mesures de température sont précises à 0,5 °C.

Source: NAQUADAT 1985.

pératures atteignant 40 °C. Les eaux souterraines ont tendance à avoir une température inférieure à celle des eaux de surface et un peu plus uniforme (McNeely et coll. 1980).

Le tableau 6-165 donne l'intervalle des températures observées dans les eaux de surface au Canada.

6.4.7.4 Bibliographie

Dickson, D.R. 1976. Pollution thermique de l'environnement aquatique. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 14110. 68 pp.

Houston, A.H. 1983. Effets de la pollution thermique sur les poissons. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CRNC nº 18567. 210 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Température. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 68-70.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

U.S. EPA. 1973. Water Quality Criteria 1972. Committee on Water Quality Criteria, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-R3-73-033. 594 pp.

6.4.8 Turbidité, transparence et matières en suspension

6.4.8.1 Introduction

La turbidité de l'eau vient de la présence de matières en suspension comme l'argile, le silt, les matières inorganiques et organiques en fines particules, les composés organiques colorés solubles, le plancton et les autres organismes microscopiques maintenus en solution par la turbulence et le mouvement brownien (McNeely et coll. 1980). La turbidité d'un échantillon d'eau est une mesure de sa capacité optique de diffuser et d'absorber la lumière incidente plutôt que de la transmettre en ligne droite (Vanous et coll. 1982). Cependant, la relation entre la turbidité et la concentration massique des matières en suspension et des matières décantables est souvent ténue, car la forme, la taille, l'indice de réfraction et la composition chimique des matières particulaires présentes dans l'eau peuvent influer sur la diffusion de la lumière (Vanous et coll. 1982).

Il importe que l'eau destinée à la consommation humaine soit transparente, de même que celle alimentant de nombreuses industries fabriquant des produits destinés à la consommation humaine comme les industries alimentaires et celles des boissons gazeuses (Greenberg et coll. 1981). La transparence de l'eau est souvent mesurée à l'aide d'un disque de Secchi. La profondeur à laquelle le disque disparaît et réapparaît, lorsque plongé dans l'eau ou retiré de celle-ci, donne un indice de la limite de visibilité dans l'eau. Comme il s'agit d'une méthode simple, la méthode de Secchi est souvent utilisée pour évaluer la visibilité des plages des eaux utilisées à des fins récréatives (Greenberg et coll. 1981).

La teneur en matières en suspension est exprimée en milligramme par litre; elle correspond à la concentration des matières retenues dans un filtre. Ces matières constituent une partie du résidu total laissé dans un contenant après évaporation d'un échantillon et séchage ultérieur à l'étuve. Le résidu total (ou matières totales) inclut les matières non filtrables (en solution) et les matières filtrables (en suspension) et ne devrait pas être confondu avec les matières solides dissoutes totales (Greenberg et coll. 1981).

6.4.8.2 Sources et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

La majorité des matières en suspension trouvées dans la plupart des eaux naturelles sont des particules de sol emportées de la surface terrestre par l'érosion. Les algues microscopiques et le zooplancton, dont la densité de population varie selon la saison (McNeely et coll. 1980), contribuent à la turbidité des eaux naturelles. L'amiante, une variété fibreuse de minéraux naturels à base de silicate hydraté, est l'une des composantes identifiée des matières en suspension dans l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1982). La taille des particules à l'origine de la turbidité de l'eau varie d'une dimension colloïdale (environ 10 nm) à des diamètres de l'ordre de 0,1 mm. Généralement, au cours du cycle annuel, la turbidité la plus élevée se produit pendant le ruissellement printanier (McNeely et coll. 1980).

6.4.8.3 Concentrations dans l'environnement

La turbidité des eaux brutes peut varier de 1 à 1000 UNT (unités néphélométriques de turbidité); la variation peut être rapide en période de ruissellement, par exemple au cours de la première heure après une pluie (U.S. EPA 1978). La turbidité est aussi mesurée grâce à un deuxième système d'unité, les unités Jackson de turbidité (UJT), qui n'est pas pratique pour des valeurs inférieures à 25 unités, vu les limitations de l'appareil à mesurer, mais qui a l'avantage d'avoir été utilisé longtemps (Thurston et coll. 1979).

A Terre-Neuve, on a entrepris l'échantillonnage de l'eau de quatre puits souterrains pour en déterminer la turbidité et la teneur en matières en suspension. L'intervalle de turbidité des quatre échantillons prélevés en 1981 variait de 270 à 15 000 UJT. Les mêmes paramètres ont été mesurés dans des échantillons d'eaux traitées de municipalités québécoises: à l'une des stations, la turbidité des deux échantillons prélevés en 1984 était de 90 et 94 UJT; la turbidité des dix

Tableau 6-166. Intervalle de turbidité et de teneur en matières en suspension dans les eaux de surface au Canada

Région	Intervalle (UJT ou UNT)	Nombre d'échantillons	Année(s) d'échantillonnage
Pacifique	0,12[1]-360	1449	1980-1985
Ouest	0,1[1]-3600	5809	1980-1985
Centre	ND[1,2]-90	2205	1980-1985
Atlantique	ND[1]-520	9848	1980-1985
	0,22[3]-3,1	108	Avant 1980

[1] UJT (unités Jackson de turbidité).
[2] ND = non décelable.
[3] UNT (unités néphélométriques de turbidité).

Source: NAQUADAT 1985.

échantillons prélevés la même année à dix autres stations québécoises variait de 20 à 37 UJT (NAQUADAT 1985).

Le tableau 6-166 donne l'intervalle de turbidité et de teneur en matières en suspension dans les eaux de surface au Canada.

6.4.8.4 Bibliographie

Greenberg, A.E., J.J. Connors et D. Jenkins (eds.). 1981. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th edition. American Public Health Association, Washington, D.C. 1134 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Turbidité. *Dans* Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. pp. 70-72.

NAQUADAT. 1985. Base de données nationale sur la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Santé et Bien-être social Canada. 1982. Turbidité. *Dans* Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1978. Pièces à l'appui. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa. pp. 69-85.

Thurston, R.V., R.C. Russo, C.M. Fetterolf, Jr., T.A. Edsall et Y.M. Barber, Jr. (eds.). 1979. Solids (suspended, settleable) and turbidity. *Dans* A Review of the EPA Red Book: Quality Criteria for Water. Water Quality Section, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

U.S. EPA. 1978. Urban Stormwater Management Work Shop Proceedings. Dec. 1, 1977. Edison, New Jersey. Municipal Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/9-78-017. 110 pp.

Vanous, R.D., P.E. Larson et C.C. Hach. 1982. The theory and measurement of turbidity and residue. *Dans* Water Analysis. Vol. I. Inorganic Species. Part 1. R.A. Minear and L.H. Keith (eds.). Academic Press, New York. pp. 163-234.

6.5 PARAMETRES RADIOLOGIQUES

6.5.1 Utilisations et voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les sources naturelles et les activités anthropiques sont à l'origine des radionucléides dans l'environnement aquatique (Whicker et Schultz 1982). L'interaction des rayons cosmiques avec les nucléides dans l'atmosphère et l'altération de roches contenant des éléments radioactifs, comme l'uranium et le thorium et leurs produits de filiation, constituent les sources naturelles. Les activités anthropiques, comme l'essai d'armes nucléaires dans l'atmosphère et les opérations liées au cycle du combustible nucléaire, p. ex. l'extraction et la préparation de minerais uranifères, la production d'électricité par les centrales nucléaires et les utilisations industrielles et médicales des radioisotopes, peuvent rejeter des quantités importantes de radionucléides dans l'environnement aquatique.

Normalement, le rapport des sources naturelles aux sources anthropiques de radionucléides dans l'environnement aquatique est variable. Avant la Seconde Guerre mondiale, seuls les processus naturels étaient à l'origine du rayonnement dans l'environnement. Après la guerre, les essais d'engins nucléaires dans l'atmosphère ont rejeté des quantités importantes de produits de fission et de produits d'activation dans l'environnement aquatique jusqu'en 1963, date de la signature par les superpuissances du traité limitant les essais nucléaires. Depuis 1963, les quantités de radionucléides dans l'environnement ont diminué de façon significative.

Des gisements riches en uranium et en thorium à proximité de la surface peuvent être à l'origine de concentrations élevées de radionucléides naturels dans les eaux douces (B.C. Royal Commission 1980); des concentrations d'uranium approchant ou dépassant 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ ont été signalées dans les régions de minéralisation en uranium de Summerland et Nelson, en Colombie-Britannique. Les activités anthropiques peuvent également augmenter l'activité des radionucléides naturels. Par exemple, l'extraction et la préparation de minerais uranifères dans le district d'Elliot Lake, en Ontario, ont provoqué l'augmentation des concentrations de ^{226}Ra, un produit de filiation du ^{238}U, dans le bassin de la rivière Serpent (Hart et McKee 1985).

Les radionucléides ont été utilisés avantageusement par l'homme de plusieurs façons. L'uranium-235 est un isotope (0,72 %) de l'uranium naturel; ce radionucléide est fissible et a été utilisé pour produire de l'électricité. Actuellement, environ un tiers de l'électricité en Ontario est produite par des centrales nucléaires. De plus, on a utilisé des substances radioactives en médecine, en recherche et dans l'industrie. En médecine nucléaire, les radioisotopes sont utilisés pour déterminer l'état et le fonctionnement de certains organes. Les radioisotopes sont aussi largement utilisés en recherche où ils servent de radiotraceurs. Dans l'industrie, la stérilisation du matériel médical et des aliments ne sont que deux utilisations parmi tant d'autres.

6.5.2 Voies de pénétration dans l'environnement aquatique

Les radionucléides peuvent être rejetés dans l'environnement aquatique à partir de sources ponctuelles, comme le cycle du combustible nucléaire, et de sources diffuses, comme l'altération des minéraux et des roches renfermant des substances radioactives. Les radionucléides provenant de ces sources peuvent pénétrer dans l'environnement aquatique directement ou indirectement à partir de l'air, du sol ou des sédiments.

Les radionucléides présents dans l'air peuvent se retrouver dans l'eau après balayage par les précipitations et dépôt sous l'action de la gravité. Le balayage par les précipitations, le principal mécanisme de dépôt des substances radioactives dans l'atmosphère, est un processus important dans le cas

des particules de moins de 10 μm de diamètre (Menzel et coll. 1963), tandis que le dépôt sous l'effet de la gravité augmente lorsque le diamètre des particules dépasse 20 μm (Whicker et Schultz 1982).

Les radionucléides présents dans les sols et les sédiments peuvent aussi atteindre des plans d'eau de grande superficie. Les plantes terrestres absorbent les radionucléides par leurs racines. Ces plantes peuvent ensuite être consommées par l'homme, ou par des herbivores qui serviront par la suite de nourriture pour l'homme. De plus, les plantes meurent et laissent des quantités importantes de résidus organiques à la surface du sol. L'érosion par l'eau et le lessivage transporteront les radionucléides dans l'environnement aquatique.

6.5.3 Concentrations dans l'environnement

Pour qu'un radionucléide soit important du point de vue environnemental, il doit présenter une concentration suffisamment élevée dans le milieu aquatique. De plus, sa demi-vie doit être suffisamment longue pour que son activité spécifique constitue un danger radiologique potentiel. En conséquence, une demi-vie supérieure à quelques années et inférieure à un million d'années constitue normalement un danger en ce qui concerne le rayonnement.

La concentration moyenne d'uranium dans la croûte terrestre est d'environ 1 $\mu g \cdot g^{-1}$, tandis que celle du thorium est un peu plus élevée (B.C. Royal Commission 1980; Cothern et Lappenbusch 1983; Hess et coll. 1985). Le thorium est relativement insoluble dans la plupart des eaux de surface; ainsi, l'uranium naturel et les produits de filiation du ^{238}U, qui constituent 99,3 % de l'uranium naturel, sont des substances qui risquent de poser un problème environnemental. Dans le cas des radionucléides d'origine anthropique, ce sont ceux déposés avec les retombées nucléaires et ceux émis par les centrales nucléaires qui, en général, constituent une source d'inquiétude. Plus précisément, parmi les radionucléides importants du point de vue environnemental, l'uranium total et le ^{226}Ra sont d'origine naturelle, tandis que le ^{137}Cs et le ^{90}Sr sont d'origine anthropique. Le tritium et le ^{131}I sont rejetés principalement par les centrales nucléaires et peuvent être importants seulement à l'échelle locale.

La plupart des radionucléides sont peu solubles et sont rapidement sorbés sur la surface de particules solides; ainsi, les niveaux de radioactivité dans les eaux naturelles sont habituellement faibles. De plus, les eaux de surface renferment généralement moins de radionucléides que les eaux souterraines.

Le Programme national de contrôle des radionucléides a été mis en oeuvre en 1981 par la Direction de la qualité des eaux d'Environnement Canada, en vue d'évaluer l'état radiologique de certaines eaux de surface partout au Canada; les concentrations moyennes de radionucléides sont présentées au tableau 6-167. Comme on peut le constater dans ce tableau, les concentrations des radionucléides d'origine naturelle (uranium total et ^{226}Ra) sont un peu plus élevées que celles des radionucléides d'origine anthropique. La concen-

Tableau 6-167. Concentrations moyennes des radionucléides dans les eaux de surface au Canada, entre 1981 et 1984

Point d'échantillonnage	Concentration moyenne[1]				
	^{226}Ra ($mBq \cdot L^{-1}$)	^{137}Cs ($mBq \cdot L^{-1}$)	^{125}Sb ($mBq \cdot L^{-1}$)	Tritium ($Bq \cdot L^{-1}$)	U total ($\mu g \cdot L^{-1}$)
Ranger Bight (Lab.)	4,44 ± 1,11	<13,69	<7,78	5,95 ± 2,34	0,70 ± 0,08
Rivière Annapolis (N.-E.)	1,48 ± 0,30	<3,97	<8,98	6,02 ± 1,49	0,43 ± 0,05
Ruisseau McAskill (N.-E.)	1,48 ± 0,60	<6,66	15,56 ± 9,45	4,70 ± 1,15	0,30 ± 0,04
Ruisseau Moose (N.-B.)	1,66 ± 0,64	<3,39	<8,88	6,81 ± 1,78	1,37 ± 0,26
Rivière Petitcodiac (N.-B.)	12,67 ± 10,14	<4,44	<7,17	7,88 ± 1,73	2,24 ± 1,91
Rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake (Ont.)	2,19 ± 0,86	0,70 ± 0,32	<1,81	8,00 ± 0,88	0,48 ± 0,08
Rivière Niagara à Fort Erié (Ont.)	1,66 ± 0,26	<1,00	1,05 ± 0,40	5,12 ± 2,06	0,28 ± 0,17
Fleuve Saint-Laurent à l'île Wolfe (Ont.)	1,43 ± 0,53	1,52 ± 0,33	<2,40	8,56 ± 1,67	0,57 ± 0,27
Rivière Souris près de Coulter (Man.)	2,13 ± 1,22	<4,46	<6,93	7,64 ± 5,46	2,39 ± 1,14
Rivière Rouge (Man.)	3,88 ± 3,92	5,50 ± 4,33	<7,52	<6,33	4,74 ± 3,05
Rivière Saskatchewan à la limite Man.-Sask.	5,92 ± 1,70	<4,63	<8,35	<9,92	0,99 ± 0,07
Rivière Poplar East (Sask.)	7,03 ± 0,37	<3,50	<7,24	<6,48	2,84 ± 0,76
Lac Baker (T.N.-O.)	1,57 ± 0,70	4,22 ± 1,77	<10,19	12,24 ± 4,68	0,16 ± 0,08
Moyenne	3,66	—	—	—	1,35

[1] La valeur signalée pour chaque radionucléide est la moyenne des données disponibles; elle est accompagnée de l'écart type.

Source: Baweja et coll. 1986.

Tableau 6-168. Concentrations moyennes des radionucléides dans les Grands lacs, entre 1973 et 1981

Grand lac	Concentration moyenne ($mBq \cdot L^{-1}$)	
	^{137}Cs	^{90}Sr
Lac Ontario	0,96	37,8
Lac Erié	0,68	28,3
Lac Huron	1,35	29,4
Lac Michigan	1,50	25,4
Lac Supérieur	2,10	16,6

Source: Durham et Joshi 1984.

tration moyenne d'uranium total est de 1,35 $\mu g \cdot L^{-1}$, ce qui est très proche de la valeur de 1,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ signalée par Cothern et Lappenbusch (1983) pour les eaux aux Etats-Unis. La concentration moyenne de ^{226}Ra est de 3,66 $mBq \cdot L^{-1}$, c'est-à-dire la même valeur (3,7 $mBq.L^{-1}$) que celle signalée par la B.C. Royal Commission (1980) pour la limite supérieure de concentration dans les eaux de surface.

D'autre part, la Commission mixte internationale a surtout cherché à mesurer la concentration des radionucléides d'origine anthropique dans les Grands lacs; les données de Durham et Joshi (1984) pour le ^{137}Cs et le ^{90}Sr sont présentées au tableau 6-168. Ces données sont dans le même intervalle que ceux signalés récemment par Meyerhof (1984) pour la rivière des Outaouais.

6.5.4 Espèces et devenir dans l'environnement aquatique

Lorsqu'ils atteignent un plan d'eau d'importance comme une rivière, les radionucléides sont soumis à des processus de dispersion qui réduisent, principalement par dilution, leur concentration dans l'eau.

Dans l'eau, la portion soluble des radionucléides est habituellement diminuée par précipitation, adsorption-échange ionique par les sédiments et, enfin, absorption par le biote (Joshi 1984), particulièrement le poisson. Par conséquent, la proportion de radionucléides dans la phase aqueuse peut être très variable, selon les caractéristiques chimiques et physiques du milieu.

Le césium est fortement absorbé par les sédiments, plus particulièrement par les particules de minéraux argileux (Francis et Brinkley 1976). Les quantités de ^{137}Cs et de ^{90}Sr d'origine atmosphérique sont généralement égales. Cependant, les concentrations de ces radionucléides dans l'eau sont très variables. Meyerhof (1984) a trouvé dans la rivière des Outaouais des concentrations de ^{90}Sr plusieurs fois plus élevées que celles de ^{137}Cs, car le césium est plus fortement absorbé par les sédiments. De même, Baweja et coll. (1986) ont constaté que les concentrations de ^{238}U dans les eaux de surface au Canada étaient plusieurs fois plus élevées que celles de ^{226}Ra, qui est fortement absorbé par les matières particulaires.

6.5.5 Bibliographie

Baweja, A.S., S.R. Joshi et A. Demayo. 1986. Radionuclide Content of Some Canadian Surface Waters: A Report on the National Radionuclides Monitoring Program – 1981 to 1984. Série scientifique. Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. (Sous presse.)

B.C. Royal Commission. 1980. Royal Commission of Inquiry into Uranium Mining. Commissioner's Report. Vol. 1. Queen's Printer for British Columbia, Victoria, British Columbia.

Cothern, R.C. et W.L. Lappenbusch. 1983. Occurrence of uranium in drinking water in the U.S. Health Phys. 45: 89-99.

Durham, R.W. et S.R. Joshi. 1984. Dose equivalent commitments from fallout radionuclides in the open waters of the Great Lakes, 1973-1981. Environ. Monit. Assess. 4: 405-417.

Francis, C.W. et F.S. Brinkley. 1976. Preferential adsorption of ^{137}Cs to micaceous minerals in contaminated freshwater sediments. Nature (London) 260: 511-513.

Hart, D.R. et P.M. McKee. 1985. Study to Assess the Distribution of Radionuclides in the Aquatic Ecosystem in the Vicinity of the Serpent River Mouth. Rapport préparé pour le compte d'Environnement Canada par la Beak Consultants Ltd., Mississauga (Ontario).

Hess, C.T., J. Michel, T.R. Horton, H.M. Prichard et W.A. Coniglio. 1985. The occurrence of radioactivity in public water supplies in the United States. Health Phys. 48: 553-586.

Joshi, S.R. 1984. ^{137}Cs, ^{226}Ra and total U in fish from Lakes Ontario, Erie, Huron, and Superior during 1976-1982. Water Pollut. Res. J. Can. 19: 110-119.

Menzel, R.G., H. Roberts, Jr., E.H. Stewart et A.J. Mackenzie. 1963. Strontium-90 accumulation on plant foliage during rainfall. Science 142: 576-577.

Meyerhof, D.P. 1984. Revisions to the Guidelines for Canadian Drinking Water Quality Radiological Characteristics. Document présenté à la 5th Annual Conference of the Canadian Radiation Protection Association, Banff (Alberta).

Whicker, E.W. et V. Schultz. 1982. Radioecology: Nuclear Energy and the Environment. Vol. I. Chap. 4. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida. pp. 73-128.

6.6 PARAMETRES BIOLOGIQUES

6.6.1 Algues toxiques

6.6.1.1 Introduction

Les algues toxiques, que l'on trouve dans tous les environnements aquatiques, provoquent la mort ou des maladies chez le bétail, les oiseaux aquatiques, les poissons et les humains (Carmichael 1981).

Les cas bien connus de toxicité causée par des algues marines sont associés aux "marées rouges" qui provoquent des hécatombes chez les poissons et empoisonnent les coquillages comestibles et d'autres membres de la faune benthique (Tangen 1977; Cross et Southgate 1980). Sur la côte ouest de l'Amérique du Nord, les clams et les moules sont empoisonnés en ingérant le dinoflagellé *Gonyaulax catenella* et en accumulant dans leur tractus digestif la toxine saxitoxine. Sur la côte est, l'empoisonnement est causé par *G. tamarensis* qui renferme de la saxitoxine et trois toxines apparentées (Santé et Bien-être social Canada 1983).

6.6.1.2 Espèces toxiques et toxines

Les pyrrhophytes (dinoflagellés), les chrysophytes (phytoflagellés) et les cyanophytes (algues bleues) sont, du point de vue taxonomique, les plus importants phylums qui renferment des algues toxiques. Les algues les plus susceptibles de causer un problème dans les lacs et les étangs sont normalement les algues bleues qui, dans certaines conditions en été, prolifèrent à un rythme très rapide (Reynolds et Walsby 1975;

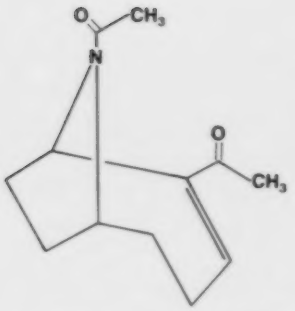


Figure 6-40. Anatoxine *a*: 2-acétyl-9-azabicyclo[4.2.1]non-2-ène.

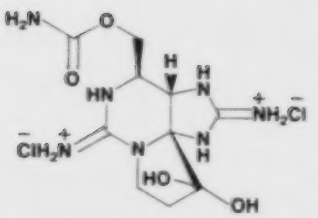


Figure 6-41. Chlorhydrate de saxitoxine: 8-méthyl-2-oxo-2,4,5,6-tétrahydropyrrolo[1,2-c]pyrimidine.

Carmichael et coll. 1985). Les eaux lacustres renfermant de grandes quantités d'algues bleues ont l'aspect et la consistance de la soupe aux pois.

Les trois algues bleues les plus fréquemment en cause dans des cas d'empoisonnement sont *Anabaena flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae* et *Microcystis aeruginosa* (McLeod et Bondar 1952; Senior 1960; Aziz 1974; Moore 1977).

La plupart des cas d'empoisonnement par des algues dans l'ouest du Canada sont associés à des algues *Anabaena flos-aquae*. On a isolé des isolats de colonie unialgale de *An. flos-aquae* toxiques et non toxiques dans des vaches mortes récemment après avoir bu de l'eau contenant des algues de cette espèce.

On a identifié les toxines produites par les algues bleues. Il y aurait, croit-on, au moins quatre toxines associées à *An. flos-aquae*, soit les anatoxines *a*, *b*, *c* et *d* (Carmichael et Gorham 1978). L'anatoxine *a*, qui est un alcaloïde, possède une masse moléculaire de 165 (figure 6-40) (Devlin et coll. 1977). Sa structure a été confirmée par cristallographie aux rayons X (Huber) et par synthèse (Campbell et coll. 1977; Devlin et coll. 1977).

L'anatoxine *a* provoque la mort par arrêt respiratoire. Les autres anatoxines, soit les anatoxines *b*, *c* et *d*, n'ont pas été identifiées en détail (Carmichael et Gorham 1978); elles causent aussi d'autres symptômes, comme le larmoiement et la salivation, mais les durées de survie sont différentes.

Des proliférations de *Ap. flos-aquae* (algue bleu-vert) ont provoqué la mort chez le bétail. On a montré que les toxines produites sont un mélange de saxitoxine (figure 6-41) (Schantz et coll. 1975) et de trois composés toxiques apparentés dont on ignore la structure (Schimizu 1977). On sait également que la saxitoxine provoque l'intoxication par les coquillages; son nom est d'ailleurs tiré de la palourde jaune d'Alaska (*Saxidomus giganteus*) (Schuett et Rapoport 1962).

Les toxines contenues dans les algues *Microcystis* s'attaquent au système nerveux central et au foie. La mort survient 1-3 h après l'ingestion. Les toxines sont des polypeptides de faible masse moléculaire composés de 14 (Murthy et Capindale 1970) ou 16 acides aminés (Kirpenko et coll. 1975). Selon une étude, le polypeptide serait cyclique, car il n'est pas affecté par la plupart des enzymes protéolytiques (Gorham 1962). On a isolé de *M. aeruginosa*, une toxine qui provoque la diarrhée et qui est peut-être à l'origine de gastro-entérites dans les cas où aucun autre agent étiologique connu n'a été identifié (Aziz 1974). On a reconnu l'existence d'un certain nombre d'autres toxines; certaines sont liposolubles, tandis que d'autres sont solubles dans l'eau (Carmichael et coll. 1985).

6.6.1.3 Présence dans les eaux douces

Les proliférations d'algues bleu-vert (*An. flos-aquae*) ont entraîné des pertes chez les oiseaux aquatiques et la faune (Rose 1953), et l'on connaît de nombreux cas d'empoisonnement du bétail et de chiens qui, pendant l'été, avaient bu de l'eau d'étangs et de lacs présentant, à proximité de la rive, une épaisse couche d'algues bleu-vert accumulées par le vent (Ingram et Prescott 1954). Les cas de mort d'animaux ont fréquemment été signalés et examinés aux Etats-Unis (Ingram et Prescott 1954); il y a aussi eu de nombreux cas d'empoisonnement au Canada (O'Donoghue et Wilton 1951; McLeod et Bondar 1952; Neil 1957; Senior 1960; Carmichael et Gorham 1978). Chez le bétail, la mort survenait 1-2 h après l'ingestion et avait été précédée, 15-30 min après l'ingestion, de vomissements persistants. Parmi les autres symptômes, il y avait de la diarrhée et une entérite hémorragique. On n'a décélé aucun autre agent pathogène ou produit toxique au cours de l'examen post mortem (Senior 1960).

Seuls quelques cas d'empoisonnement ont été signalés chez des personnes qui s'étaient baignées dans des lacs où il y avait prolifération d'algues toxiques; cependant, de tels cas sont peut-être plus fréquents qu'on ne le croit, en raison de l'absence de méthodes diagnostiques. On croit de plus en plus que les toxines provoquent des gastro-entérites et une irritation de contact (Billings 1981). Certains cyanophytes produisent une endotoxine de type lipopolysaccharide, qui a été mise en cause dans certains cas associés à l'eau où de nombreuses personnes étaient atteintes de gastro-entérite (Sykora et Keleti 1981). On s'inquiète de plus en plus des effets toxiques des cyanophytes, plus particulièrement en raison de l'utilisation par le public de réserves d'eau plus marginales. Selon des rapports, les toxines ingérées avec l'eau potable des approvisionnements en eau des municipalités peuvent être à l'origine de maladies (Lippy et Erb 1976; Keleti et coll. 1979).

Des hécatombes chez les poissons (Prescott 1948) et des cas de mortalité chez les invertébrés causés par des algues bleu-vert ont été signalés par un certain nombre d'auteurs. On a montré que les cyanophytes toxiques inhibaient et tuaient le zooplancton (Ransom et coll. 1978; Snell 1980).

Les proliférations d'algues d'eau douce ne sont pas toxiques directement, mais elles causent souvent une diminution très rapide du nombre de poissons et des autres organismes lorsque la population d'algues baisse soudainement. La mort et la décomposition rapide des algues provoquent une brusque désoxygénation de l'eau, entraînant ainsi la mort par asphyxie des poissons et des autres animaux aquatiques (Barica 1975; Nicholls et coll. 1980).

6.6.1.4 Présence dans les eaux saumâtres et estuariennes

Dans l'eau saumâtre d'étangs piscicoles en Israël et dans des estuaires d'Angleterre, l'algue *Prymnesium parvum* (Prymnésiophycées) produit une puissante ichtyatoxine qui, périodiquement, tue des milliers de poissons (Shilo 1971; Holdway et coll. 1978). On n'a pas signalé de problèmes semblables en Amérique du Nord causés par *Prymnesium parvum* (Santé et Bien-être social Canada 1983).

6.6.1.5 Présence dans les eaux marines

L'intoxication par les coquillages (IPC) est connue depuis plus d'un siècle. Les filtreurs, comme les mollusques bivalves et les crustacés, récupèrent par filtration les algues toxiques contenues dans l'eau. Les moules ne sont plus propres à la consommation humaine lorsque la densité des algues atteint 100-200 cellules par millilitre d'eau (Schantz et coll. 1966). Deux espèces de pyrrophytes ont été mises en cause dans l'IPC, soit *Gonyaulax catenella* sur la côte ouest et *G. tamarensis* le long des côtes du Québec et du Nouveau-Brunswick (Needler 1949). Les toxines sont retenues par différents organes. Dans le cas des espèces *Mytilus* (moules), les toxines se trouvent principalement dans l'hépatopancréas, tandis que dans le cas de *Mya arenaria* (clam à coquille tendre) et de *Spisula sollidissima* (mactre de l'Atlantique), elles sont dans les branchies (Prakash et coll. 1971).

Les coquillages se nourrissant à la fois d'algues toxiques et non toxiques ne présentent pas de signes particuliers lorsqu'ils se nourrissent d'algues toxiques. En effet, un mécanisme permet de fixer la toxine dans la poche noire ou le siphon. Après disparition des algues toxiques, les toxines sont excrétées ou détruites en quelques semaines. Il n'en va pas de même dans le cas de la palourde jaune d'Alaska chez qui environ 60-80 % de la saxitoxine est fixée dans le siphon; il faut alors environ 12 mois pour éliminer la toxine, en raison de la faible activité métabolique (Schantz 1981).

6.6.1.6 Bibliographie

Aziz, K.M.S. 1974. Diarrhea toxin obtained from a waterbloom-producing species, *Microcystis aeruginosa* Kützing. Science 183: 1206-1207.

Barica, J. 1975. Collapses of algal blooms in prairie pothole lckes: their mechanism and ecological impact. Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 19: 606-615.

Billings, W.H. 1981. Water associated human illness in northeast Pennsylvania and its suspected association with blue-green algae blooms. *Dans* The Water Environment: Algal Toxins and Health. W.W. Carmichael (ed.). Plenum Press, New York. pp. 243-255.

Campbell, H.F., O.E. Edwards et R. Kolt. 1977. Synthesis of noranatoxin-A and anatoxin-A. Can. J. Chem. 55: 1372-1379. (Mentionnée dans Moore 1977.)

Carmichael, W.W. 1981. Freshwater blue-green algae (Cyanobacteria) toxins – A review. *Dans* The Water Environment: Algal Toxins and Health. W.W. Carmichael (ed.). Plenum Press, New York. pp. 1-13.

Carmichael, W. et P.R. Gorham. 1978. Anatoxins from clones of *Anabaena flos-aquae* isolated from lakes of western Canada. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 21: 285-295.

Carmichael, W.W., C.L.A. Jones, N.A. Mahmood et W.C. Theiss. 1985. Algal toxins and water-based diseases. CRC Crit. Rev. Environ. Control 15: 275-313.

Cross, T.F. et T. Southgate. 1980. Mortalities of fauna of rocky substrates in south-west Ireland associated with the occurrence of *Gyrodinium aureolum* blooms during autumn 1979. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 60: 1071-1073.

Devlin, J.P., O.E. Edwards, P.R. Gorham, N.R. Hunter, R.K. Pike et B. Stavric. 1977. Anatoxin-A, a toxic alkaloid from *Anabaena flos-aquae*. NRC-44h. Can. J. Chem. 55: 1367-1371. (Mentionnée dans Moore 1977.)

Gorham, P.R. 1962. Laboratory studies on the toxins produced by waterblooms of blue-green algae. Am. J. Public Health 52: 2100-2105. (Mentionnée dans Moore 1977.)

Holdway, P.A., R.A. Watson et B. Moss. 1978. Aspects of the ecology of *Prymnesium parvum* (Haptophyta) and water chemistry in the Norfolk Broads, England. Freshwater Biol. 8: 295-311.

Ingram, W.M. et G.W. Prescott. 1954. Toxic fresh-water algae. Am. Midl. Nat. 52: 75-87.

Keleti, G., J.L. Sykora, E.C. Lippy et M.A. Shapiro. 1979. Composition and biological properties of lipopolysaccharides isolated from *Schizothrix calcicola* (Ag.) Gomont (Cyanobacteria). Appl. Environ. Microbiol. 38: 471-477. (Mentionnée dans Carmichael 1981.)

Kirpenko, Yu.A., I.I. Perevozchenko, K.A. Sirenko et L.F. Lukina. 1975. Isolation of toxin from blue-green algae biomass and some of its physicochemical properties. (Traduit du russe.) Dopov. Akad. Nauk Ukr. RSR Ser. B 37: 359-361. (Mentionnée dans Moore 1977.)

Lippy, E.C. et J. Erb. 1976. Gastrointestinal illness at Sewickley, Pa. J. Am. Water Works Assoc. 68: 606-610. (Mentionnée dans Carmichael 1981.)

McLeod, J.A. et G.S. Bondar. 1952. A case of suspected algal poisoning in Manitoba. Can. J. Public Health 43: 347-350.

Moore, R.E. 1977. Toxins from blue-green algae. BioScience 27: 797-802.

Murthy, R.J. et J.B. Capindale. 1970. A new isolation and structure for the endotoxin from *Microcystis aeruginosa* NRC-1. Can. J. Biochem. 48: 508-510.

Needler, A.B. 1949. Paralytic shellfish poisoning and *Gonyaulax tamarensis*. J. Fish. Res. Board Can. 7: 490-504.

Neil, J.H. 1957. Problems and control of unnatural fertilization of lake waters. *Dans* Proc. 12th Ind. Waste Conf. May, Purdue Univ., Lafayette, Indiana. pp. 301-316.

Nicholls, K.H., W. Kennedy et C. Hammett. 1980. A fish-kill in Heart Lake, Ontario, associated with the collapse of a massive population of *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). Freshwater Biol. 10: 553-561.

O'Donoghue, J.G. et J.G.S. Wilton. 1951. Algae poisoning in Alberta. Can. J. Comp. Med. 15: 193-198.

Prakash, A.J., C. Medcof et A.D. Tenant. 1971. Paralytic shellfish poisoning in eastern Canada. Bull. Fish. Res. Board Can. No. 177. pp. 1-86. (Mentionnée dans Carmichael et coll. 1985.)

Prescott, G.W. 1948. Objectionable algae with reference to the killing of fish and other animals. Hydrobiologia 1: 1-13.

Ransom, R.E., T.A. Nerad et P.G. Meier. 1978. Acute toxicity of some blue-green algae to the protozoan *Paramecium caudatum*. J. Phycol. 14: 114-116. (Mentionnée dans Carmichael 1981.)

Reynolds, C.S. et A.E. Walsby. 1975. Water-blooms. Biol. Rev. 50: 437-481.

Rose, E.T. 1953. Toxic algae in Iowa lakes. Proc. Iowa Acad. Sci. 60: 738-745. (Mentionnée dans Moore 1977.)

Santé et Bien-être social Canada. 1983. Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada. Approvisionnements et Services Canada, Ottawa.

Schantz, E.J. 1981. Poisons produced by dinoflagellates – a review. *Dans* The Water Environment: Algal Toxins and Health. W.W. Carmichael (ed.). Plenum Press, New York. pp. 25-36.
Schantz, E.J., J.M. Lynch, G. Vayvada, K. Matsumoto et H. Rapoport. 1966. The purification and characterization of the poison produced by *Gonyaulax catenella* in axenic culture. Biochemistry 5: 1191-1195. (Mentionnée dans Carmichael et coll. 1985.)
Schantz, E.J., V.E. Ghazarossian, H.K. Schnoes, F.M. Strong, J.P. Springer, J.O. Pezzanite et J. Clardy. 1975. The structure of saxitoxin. J. Am. Chem. Soc. 97: 1238-1239. (Mentionnée dans Moore 1977.)
Schimizu, Y. 1977. Dinoflagellate toxins. *Dans* Marine Natural Products: New Perspectives. Vol. 1. P.J. Scheuer (ed.). Academic Press, New York. (Mentionnée dans Moore 1977.)
Schuett, W. et H. Rapoport. 1962. Saxitoxin, in the paralytic shellfish poison. Degradation to a pyrrolopyrimidine. J. Am. Chem. Soc. 84: 2266-2267. (Mentionnée dans Moore 1977.)
Senior, V.E. 1960. Algal poisoning in Saskatchewan. Can. J. Comp. Med. 24: 26-31.
Shilo, M. 1971. Toxins of Chrysophyceae. *Dans* Microbiological Toxins. S. Kadis, A. Ciegler and S. Ajl (eds.). Academic Press, London. pp. 67-103.
Snell, T.W. 1980. Blue-green algae and selection in Rotifer populations. Oecologia (Berlin) 46: 343-346. (Mentionnée dans Carmichael 1981.)
Sykora, J.L. et G. Keleti. 1981. Cyanobacteria and endotoxins in drinking water supplies. *Dans* The Water Environment: Algal Toxins and Health. W.W. Carmichael (ed.). Plenum Press, New York. (Mentionnée dans Carmichael et coll. 1985.)
Tangen, K. 1977. Blooms of *Gyrodinium aureolum* (Dynophyceae) in north European waters, accompanied by mortality in marine organisms. Sarsia 63: 123-133.

6.7 REPERTOIRE DES PARAMETRES

Accothion	voir fénitrothion
acide abiétique	voir acides résiniques
acide isopimarique	voir acides résiniques
acide nitrilotriacétique	voir la section 6.3.1
acide palastrique	voir acides résiniques
acide picrique	voir nitrophénols
acide pimarique	voir acides résiniques
acides résiniques	voir la section 6.3.2
acidité	voir la section 6.2.1
acroléine	voir la section 6.3.15.8.1
acrylaldéhyde	voir acroléine
aéro-embolisme	voir sursaturation en gaz dissous
agents mouillants	voir surfactifs
agents tensio-actifs	voir surfactifs
alcalinité	voir la section 6.2.1
aldicarbe	voir carbamates
aldrine	voir la section 6.3.15.4.1
algues toxiques	voir la section 6.6.1
aluminium	voir la section 6.2.2
amiante	voir la section 6.2.4
aminocarbe	voir carbamates
ammoniac	voir la section 6.2.7.3 (voir aussi azote)
ANT	voir acide nitrilotriacétique
anthracène	voir hydrocarbures aromatiques polycycliques
antimoine	voir la section 6.2.4
Aqualin	voir acroléine
argent	voir la section 6.2.5
Arochlore	voir polychlorobiphényles
arsenic	voir la section 6.2.6
asulame	voir carbamates
atrazine	voir la section 6.3.15.7.1
azinphos-méthyl	voir guthion
azobenzène	voir diphénylhydrazine
azote	voir la section 6.2.7
Banvel	voir dicamba
baryum	voir la section 6.2.8
Basudin	voir diazinon
Baygon	voir carbamates
bendiocarbe	voir carbamates
bénomyl	voir carbamates
benzène	voir la section 6.3.5.1
benzo[a]anthracène	voir hydrocarbures aromatiques polycycliques
benzo[a]pyrène	voir hydrocarbures aromatiques polycycliques
béryllium	voir la section 6.2.9
BHC	voir hexachlorocyclohexanes
bicarbonates	voir carbone inorganique
bore	voir la section 6.2.10
bromoforme	voir trihalométhanes
bromométhane	voir halométhanes
bromure de méthyle	voir halométhanes (bromométhane)
bromure de méthylène	voir halométhanes (dibromométhane)
cadmium	voir la section 6.2.11
calcium	voir la section 6.2.12
camphechlor	voir toxaphène
capacité acido-neutralisante (CAN)	voir acidité
capacité basique neutralisante (CBN)	voir acidité
carbamates	voir la section 6.3.15.2
carbaryl	voir carbamates
carbendazime-phosphate	voir carbamates
carbofuran	voir carbamates
carbonate de calcium, saturation en	voir la section 6.2.13
carbonates	voir carbone inorganique
carbone inorganique	voir la section 6.2.14 (voir aussi alcalinité)
carbone inorganique total	voir carbone inorganique
carbone organique	voir la section 6.3.3
carbone organique total	voir carbone organique
Carbofos	voir malathion
catéchol	voir phénols et diphénols
césium-137	voir radiologiques, paramètres
chlordane	voir la section 6.3.15.4.2
chlore	voir la section 6.2.15
chlorobenzènes	voir la section 6.3.5.2
chloroéthanes	voir la section 6.3.4.1
chloroéthènes	voir chloroéthylènes
chloroéthylènes	voir la section 6.3.4.2
chloroforme	voir trihalométhanes
chlorométhane	voir halométhanes

chlorophénols	voir la section 6.3.5.3
chloropropanes et chloropropènes	voir la section 6.3.4.3
chlorostyrènes	voir styrène
chlorprophame	voir carbamates
chlorpyrifos	voir la section 6.3.15.5.1
chlorure d'éthylène	voir chloroéthanes
chlorure de méthyle	voir halométhanes (chlorométhane)
chlorure de méthylène	voir halométhanes (dichlorométhane)
chlorures	voir la section 6.2.16
chrome	voir la section 6.2.17
CIT	voir carbone inorganique (carbone inorganique total)
cobalt	voir la section 6.2.18
coefficient d'adsorption du sodium (SAR)	voir la section 6.2.38
composés organophosphorés	voir la section 6.3.15.5
conductivité	voir matières solides dissoutes totales (voir aussi conductivité spécifique)
conductivité spécifique	voir la section 6.4.2
couleur	voir la section 6.4.1
COT	voir carbone organique (carbone organique total)
crésol	voir phénols et diphénols
CRT (chlore résiduel total)	voir chlore
cuivre	voir la section 6.2.19
cyanure d'hydrogène	voir cyanures
cyanures	voir la section 6.2.20
Cythion	voir malathion
2,4-D (acide 2,4-dichlorophénoxyacétique)	voir la section 6.3.15.3.1
DBO	voir demande biochimique en oxygène
DCO	voir demande chimique en oxygène
DDD	voir la section 6.3.15.4.3
DDE	voir DDT
DDT	voir la section 6.3.15.4.4
Dechlorane	voir mirex
DEHP	voir esters de phtalate
demande biochimique en oxygène (DBO)	voir la section 6.3.7
demande chimique en oxygène (DCO)	voir la section 6.3.8
desmédiphame	voir carbamates
diazinon	voir la section 6.3.15.5.2
dicamba	voir la section 6.3.15.1.1
dichlorobenzène	voir chlorobenzènes
dichloroéthane	voir chloroéthanes
dichloroéthylène	voir chloroéthylènes
dichlorométhane	voir halométhanes
dichlorophénol	voir chlorophénols
dichloropropane	voir chloropropanes et chloropropènes
dichloropropène	voir chloropropanes et chloropropènes
dichloropropylène	voir chloropropanes et chloropropènes
dichlorure d'éthyle	voir chloroéthanes
dieldrine	voir la section 6.3.15.4.5
diméthyldithiocarbamate de sodium	voir carbamates
Dimétilan	voir carbamates
dinitrobenzènes	voir nitrobenzènes
dinitrophénols	voir nitrophénols
dinitrotoluènes	voir la section 6.3.5.4
dioxacarbe	voir carbamates
diphénylhydrazine	voir la section 6.3.9
diquat	voir la section 6.3.15.6.1
dodécachloropentacyclodécane	voir mirex
DOP	voir esters de phtalate
dureté	voir la section 6.2.21
Dursban	voir chlorpyrifos
endosulfan	voir la section 6.3.15.4.6
Endrex	voir endrine
endrine	voir la section 6.3.15.4.7
époxyheptachlore	voir la section 6.3.12.4.8
Eptame	voir carbamates
esters de phtalate	voir la section 6.3.11
étain (inorganique)	voir la section 6.2.22
éthénylbenzène	voir styrène
éthers halogénés	voir la section 6.3.10
éthylbenzène	voir la section 6.3.5.5
fénitrothion	voir la section 6.3.15.5.3
fénoprop	voir 2,4,5-TP
fer	voir la section 6.2.23
ferbame	voir carbamates
Firemaster	voir polybromobiphényles
fluoranthène	voir hydrocarbures aromatiques polycycliques
fluorures	voir la section 6.2.24
formétanate, chlorhydrate de	voir carbamates
Fréon 11	voir halométhanes
Fréon 12	voir halométhanes
Fumithion	voir fénitrothion
glyphosate	voir la section 6.3.15.5.4
goût	voir la section 6.4.3
guthion	voir la section 6.3.15.5.5
halométhanes	voir la section 6.3.4.4
HAP	voir hydrocarbures aromatiques polycycliques
HCBD	voir hexachlorobutadiène
HEOD	voir dieldrine
heptachlore	voir la section 6.3.15.4.9
hex	voir hexachlorocyclopentadiène
Hexachlore	voir hexachlorocyclohexanes
hexachlorobenzène	voir chlorobenzènes
hexachlorobutadiène	voir la section 6.3.4.5
hexachlorocyclohexanes	voir la section 6.3.15.4.10
hexachlorocyclopentadiène	voir la section 6.3.4.6
huile et graisse	voir la section 6.3.12
hydrocarbures aromatiques polycycliques	voir la section 6.3.6.1

hydrogène sulfuré	voir sulfures (voir aussi soufre)
hydroquinone	voir phénols et diphénols
hyperbarisme	voir sursaturation en gaz dissous
indice de saturation de Langelier	voir saturation en carbonate de calcium
indice de stabilité de Ryzner	voir saturation en carbonate de calcium
iode-131	voir radiologiques, paramètres
kepone	voir mirex
lignine	voir carbone organique
lindane	voir hexachlorocyclohexanes
lithium	voir la section 6.2.25
Lorsban	voir chlorpyrifos
magnésium	voir la section 6.2.26
Magnicide	voir acroléine
malathion	voir la section 6.3.15.5.6
mancozèbe	voir carbamates
Manèbe	voir carbamates
manganèse	voir la section 6.2.27
Marlate	voir méthoxychlore
Matacil	voir carbamates
matières en suspension	voir la section 6.4.8
matières solides dissoutes totales	voir la section 6.4.4
matières solides totales	voir turbidité
MDT	voir matières solides dissoutes totales
mercure	voir la section 6.2.28
métam-sodium	voir carbamates
méthiocarbe	voir carbamates
méthomyl	voir carbamates
méthoxychlore	voir la section 6.3.15.4.11
méthylbenzène	voir toluène
métirame	voir carbamates
mirex	voir la section 6.3.15.4.12
molybdène	voir la section 6.2.29
monochlorobenzène	voir chlorobenzènes
monochlorophénol	voir chlorophénols
monophénols	voir phénols et diphénols
n-hydroxyméthyl-*n*-méthyldithiocarbamate de potassium	voir carbamates
n-méthyldithiocarbamate de potassium	voir carbamates
nabame	voir carbamates
naphtalène	voir hydrocarbures aromatiques polycycliques
nickel	voir la section 6.2.30
nitrates	voir la section 6.2.7.4 (voir aussi azote)
nitrites	voir la section 6.2.27.5 (voir aussi azote)
nitrobenzènes	voir la section 6.3.5.6
nitrocrésols	voir nitrophénols
nitrofène	voir nitrophénols
nitrophénols	voir la section 6.3.5.7
nitrosamines	voir la section 6.3.8
octachlorostyrène	voir styrène
OD	voir oxygène dissous
odeur	voir la section 6.4.5
organoétains	voir la section 6.3.14
oxamyl	voir carbamates
oxygène dissous	voir la section 6.2.31
paraquat	voir la section 6.3.15.6.1
parathion	voir la section 6.3.15.5.7
parathion-diéthyl	voir parathion
parathion-diméthyl	voir parathion
parathion-méthyl	voir parathion
PBB	voir polybromobiphényles
PCB	voir polychlorobiphényles
PCDD	voir polychlorodibenzo-*p*-dioxines
PCP	voir chlorophénols
pentachlorobenzène	voir chlorobenzènes
pentachlorophénols	voir chlorophénols
perchloroéthylène	voir chloroéthylènes (tétrachloroéthylène)
perchloropentacyclodécane	voir mirex
pH	voir la section 6.2.1
phenmédiphame	voir carbamates
phénol	voir phénols et diphénols
phénols et diphénols	voir la section 6.3.5.8
phényléthane	voir éthylbenzène
phosphore	voir la section 6.2.32
pirimicarbe	voir carbamates
plomb	voir la section 6.2.33
polybromobiphényles	voir la section 6.3.6.2
polychlorobiphényles	voir la section 6.3.6.4
polychlorodibenzo-*p*-dioxines	voir la section 6.3.6.3
potassium	voir la section 6.2.34
2-propénal	voir acroléine
prophame	voir carbamates
propoxur	voir carbamates
quinol	voir phénols et diphénols
radiologiques, paramètres	voir la section 6.5
radium-226	voir radiologiques, paramètres
radon-222	voir radiologiques, paramètres
résidus filtrables	voir matières solides dissoutes totales
résorcinol	voir phénols et diphénols
Roundup	voir glyphosate
salinité	voir matières solides dissoutes totales
sélénium	voir la section 6.2.35
Sevin	voir carbamates (carbaryl)
silice	voir silicium
silicium	voir la section 6.2.36
Silvex	voir 2,4,5-TP
sodium	voir la section 6.2.37
soufre	voir la section 6.2.39
strontium-90	voir radiologiques, paramètres
styrène	voir la section 6.3.5.9
sulfates	voir la section 6.2.39.3 (voir aussi soufre)

sulfures	voir la section 6.2.39.4 (voir aussi soufre)
surfactifs	voir la section 6.3.16
sursaturation en gaz dissous	voir la section 6.4.6
2,4,5-T	voir la section 6.3.15.3.2
2,4,5-TP	voir la section 6.3.15.3.3
tanin	voir carbone organique
TCDD	voir polychlorodibenzo-*p*-dioxines
TDE	voir DDD
Temik	voir carbamates (aldicarbe)
température	voir la section 6.4.7
tétrachlorobenzène	voir chlorobenzènes
tétrachloroéthane	voir chloroéthanes
tétrachloroéthylène	voir chloroéthylènes
tétrachlorométhane	voir halométhanes
tétrachlorophénol	voir chlorophénols
tétrachlorure de carbone	voir halométhanes (tétrachlorométhane)
thallium	voir la section 6.2.40
Thiodan	voir endosulfan
thiophanate-méthyl	voir carbamates
thirame	voir carbamates
thorium-232	voir radiologiques, paramètres
titane	voir la section 6.2.41
toluène	voir la section 6.3.5.10
toxaphène	voir la section 6.3.15.4.13
transparence	voir la section 6.4.8
tribromométhane	voir trihalométhanes
tributylétains	voir organoétains
trichlorobenzène	voir chlorobenzènes
trichloroéthane	voir chloroéthanes
trichloroéthylène	voir chloroéthylènes
trichlorométhane	voir trihalométhanes
trichlorophénol	voir chlorophénols
trihalométhanes	voir la section 6.3.4.7
trinitrobenzènes	voir nitrobenzènes
trinitrophénol	voir nitrophénols
tritium	voir radiologiques, paramètres
tungstène	voir la section 6.2.42
turbidité	voir la section 6.4.8
uranium	voir la section 6.2.43
uranium-238	voir radiologiques, paramètres
vanadium	voir la section 6.2.44
vinylbenzène	voir styrène
xylénol	voir phénols et diphénols
zinc	voir la section 6.2.45
Zirame	voir carbamates

ANNEXE I
GLOSSAIRE, SYMBOLES ET ABREVIATIONS

ANNEXE I
GLOSSAIRE, SYMBOLES ET ABREVIATIONS

I.1 GLOSSAIRE

Abiotique: Se dit des éléments non vivants d'un système (voir "Biote").

Absorption: En chimie, pénétration d'une substance dans une autre. En biologie, action d'absorber, c.-à-d. de faire pénétrer, comme dans le cas des fluides et des gaz à travers une membrane cellulaire. Action de faire pénétrer une substance pour l'assimiler, p. ex., de l'eau ou des substances nutritives, par l'intermédiaire de la peau ou des muqueuses, ou, dans le cas des plantes, par les racines. Procédé par lequel des substances sont absorbées et incorporées dans un organisme.

Acclimatation: (1) Adaptation compensatoire d'un organisme à une modification des conditions environnementales. Cette adaptation peut être d'ordre comportemental ou physiologique et biochimique. (2) Adaptation des organismes aquatiques à certaines conditions expérimentales, y compris à des stimuli néfastes. (3) Ce terme désigne également la période qui précède le début d'un essai de toxicité et pendant laquelle des organismes aquatiques sont maintenus dans de l'eau de dilution non traitée, exempte de produit toxique et présentant des caractéristiques physiques et chimiques (p. ex. température, pH, dureté) analogues à celles qui seront utilisées pour l'essai.

Acides humiques: Voir "Substances humiques".

Action conjointe: Se dit de l'action de deux ou plusieurs produits chimiques qui exercent leurs effets simultanément.

Adjuvant: Ingrédient ajouté à une préparation pour favoriser l'action d'une substance toxique. Ce terme s'applique aux produits suivants:agents mouillants, agents d'étalement, émulsifiants, dispersants, agents moussants, antimousses et agents de pénétration et de correction.

Adsorption: Fixation d'une substance à la surface d'une autre.

Aération: Tout processus de mise en contact d'une substance avec l'air ou un autre gaz. Ce terme s'applique généralement à la mise en contact de liquides aqueux avec l'air, par pulvérisation, par barbotage ou par agitation.

Aérobie: Se dit d'un organisme qui ne peut vivre qu'en présence d'une quantité plus ou moins abondante d'oxygène.

Agglomération: Voir "Suspension".

Aigu: Se dit d'un phénomène d'apparition soudaine et de courte durée. Désigne un stimulus assez intense pour provoquer rapidement une réaction. Peut qualifier l'exposition ou la réaction à une exposition (effet).

Alcalinité: Capacité quantitative d'un milieu aqueux à réagir avec les ions hydrogène. Somme équivalente des bases titrables par une base forte. L'alcalinité d'un système aqueux représente sa capacité de neutraliser les acides.

Algues: Plantes chlorophylliennes comparativement simples dont la plupart sont aquatiques et de taille microscopique.

Ampérométrie: Application particulière du principe de la polarographie qui consiste en un titrage à un pH de 6,5-7,5 suivi d'un deuxième titrage en présence d'iodure de potassium à un pH de 3,5-4,5.

Amphipodes: Invertébrés appartenant à l'ordre des crustacés dont font partie les crevettes d'eau douce.

Anaérobie: Se dit des organismes qui ne peuvent vivre qu'en l'absence d'oxygène (anaérobie obligatoire) ou qui peuvent vivre en présence ou en l'absence d'oxygène (anaérobie facultative).

Antagonisme: Phénomène par lequel la toxicité d'un mélange de produits chimiques est inférieure à la somme de la toxicité de chaque constituant (c.-à-d. soustraction algébrique des effets).

Apport: (1) Rapport de la biomasse animale au volume de la solution étudiée dans l'enceinte d'exposition. (2) En limnologie, quantité d'une substance ajoutée par unité de surface et par unité de temps dans un lac.

Apprêt: Substance, comme l'amidon, la gélatine, la caséine, les gommes, les huiles, les cires, les émulsions asphaltiques, les silicones, la colophane et les polymères, appliquée sur les fils, les tissus, les papiers, les cuirs et d'autres produits pour améliorer ou accroître leur rigidité, leur résistance mécanique, leur fini ou leur masse.

Assimilation: Incorporation par la matière cellulaire de substances absorbées.

Benthique: Se dit des organismes qui vivent sur le fond ou sur les sédiments des habitats aquatiques (lacs, rivières, étangs, etc.).

Benthos: Ensemble des organismes vivant sur le fond ou sur les sédiments des habitats aquatiques.

Bioaccumulation: Terme général désignant le processus par lequel les substances chimiques sont accumulées par les organismes aquatiques, directement à partir de l'eau ou par l'intermédiaire des aliments qui en renferment.

Bioamplification: Résultat des processus de bioconcentration et de bioaccumulation se traduisant par l'augmentation de la concentration des produits chimiques accumulés dans les tissus dès que l'on monte de deux niveaux ou plus dans la chaîne trophique. La bioamplification laisse supposer qu'il y a transfert efficace de produits chimiques à l'organisme consommateur à partir des aliments, de sorte que la concentration des résidus augmente systématiquement d'un niveau trophique au niveau suivant.

Bioconcentration: Processus d'accumulation nette par les organismes aquatiques d'un produit chimique directement à partir de l'eau, en tenant compte simultanément de l'absorption (p. ex. par les branchies ou les tissus épithéliaux) et de l'élimination.

Biodisponible: Se dit de la fraction de la quantité totale d'un produit chimique dans l'environnement qui peut être ab-

sorbée par des organismes. Cet environnement peut être constitué d'eau, de sédiments, de particules en suspension ou d'aliments.

Bioessai: Test servant à évaluer la puissance relative d'un produit chimique et qui consiste à comparer, dans des conditions identiques, l'effet de ce produit sur un organisme vivant à l'effet d'une substance témoin exempte du produit testé.

Biomasse: Masse de matière organique vivante, animale ou végétale, habituellement exprimée par unité de surface.

Biomonitorage: Mesure directe des changements touchant l'état biologique d'un habitat, basée sur des évaluations du nombre et de la distribution des individus ou des espèces avant et après un changement.

Biote: Ensemble des organismes vivants d'un endroit donné.

Bioturbation: Déformation des sédiments par l'action d'organismes vivants comme les animaux fouisseurs.

Cancérogène: Désigne les substances provoquant l'apparition d'un cancer chez un organisme vivant.

Capacité au champ: Quantité maximale d'eau pouvant être retenue dans les pores du sol après élimination de l'excès d'eau.

Capacité d'échange cationique: Quantité totale de cations qu'un sol peut adsorber par échange cationique, exprimée habituellement en milliéquivalents par 100 grammes. La capacité d'échange cationique varie légèrement selon la méthode utilisée pour la déterminer.

CE_{50}: Voir "Concentration efficace médiane".

Chélate: Composé formé par des liaisons de coordination entre un ion métallique central et au moins deux atomes non métalliques, appelés ligands, au sein de la même molécule.

Chimiosynthèse: Synthèse de matière organique à partir de composés inorganiques, l'énergie nécessaire étant fournie par de simples réactions inorganiques.

Chloration: (1) Introduction d'un ou de plusieurs atomes de chlore dans un composé. (2) Traitement de l'eau, des effluents urbains ou des déchets industriels par le chlore pour les désinfecter ou pour toute autre raison d'ordre biologique ou chimique.

Chlorophylle: Pigment vert des plantes.

Chronique: Se dit d'un stimulus qui persiste ou qui dure longtemps, souvent de plusieurs semaines à plusieurs années, selon le cycle reproductif de l'espèce aquatique considérée. Peut qualifier l'exposition ou la réaction (effet) à une exposition. Une exposition chronique provoque habituellement une réaction d'évolution relativement lente et persistante.

CL_{50}: Voir "Concentration létale médiane".

Cladocère: Puce d'eau. Organisme zooplanctonique appartenant au quatrième ordre des branchiopodes.

Coagulation: Transformation de matière finement divisée ou colloïdale en suspension, en particules suffisamment grosses pour précipiter.

Coefficient de partage: Rapport de la concentration d'un produit dans un solvant non polaire à sa concentration dans un solvant polaire, à l'équilibre.

Coefficient de partage octanol/eau (P_{oe}): Rapport de la solubilité d'un produit chimique dans le *n*-octanol et dans l'eau à l'équilibre. Le logarithme du P_{oe} indique dans quelle mesure un produit chimique a tendance à être bioconcentré par les organismes aquatiques.

Colloïde: Etat intermédiaire entre une solution véritable et une suspension, où les particules ont habituellement un diamètre compris entre 0,1 µm et 1 nm. Les colloïdes (particules colloïdales) dans un milieu en mouvement ne peuvent pas se déposer sous l'action de la gravité. Elles ne peuvent pas diffuser à travers des membranes qui laissent passer les molécules et les ions.

Communauté: Ensemble d'organismes caractérisé par une combinaison particulière d'espèces occupant le même environnement et agissant réciproquement les uns avec les autres.

Concentration: Quantité mesurable d'un produit chimique dans l'eau, les aliments ou les sédiments environnants.

Concentration d'intervention de l'U.S. FDA: Concentration d'une substance toxique dans un organisme (bien souvent les parties comestibles des poissons) que la Food and Drug Administration des Etats-Unis considère inacceptable pour la consommation humaine.

Concentration efficace médiane (CE_{50}): Concentration d'une substance dans l'eau qui provoque, estime-t-on, une réaction sublétale quelconque chez 50 % des organismes exposés. La CE_{50} s'exprime généralement sur une période donnée (p. ex. CE_{50} de 24 h ou CE_{50} de 96 h).

Concentration létale médiane (CL_{50}): Concentration d'une substance dans l'eau qui provoque, estime-t-on, la mort chez 50 % des organismes exposés. La CL_{50} s'exprime généralement sur une période donnée (p. ex. CL_{50} de 24 h ou CL_{50} de 96 h, c'est-à-dire la concentration qu'on estime létale pour 50 % des organismes exposés après 24 ou 96 h).

Concentration maximale admissible d'un toxique (CMAT): Concentration d'une substance toxique pouvant être présente dans une eau réceptrice, sans nuire beaucoup à sa productivité ou à ses utilisations; elle est déterminée par des essais de toxicité chronique.

Concentration minimale produisant un effet observé (CMEO): Concentration minimale d'une substance produisant un effet néfaste statistiquement significatif chez la population d'organismes exposés par rapport à la population témoin. Lorsqu'elle est calculée à partir des données d'une étude du cycle de vie complète ou partielle, elle est numériquement égale à la limite supérieure de la CMAT.

Concentration seuil: Concentration au-dessus de laquelle se manifeste un effet (ou une réaction) et au-dessous de laquelle on n'observe aucun effet.

Condensation: (1) Réaction chimique faisant intervenir deux molécules ou plus et s'accompagnant de l'élimination d'eau ou d'une autre substance simple. (2) Passage de l'état gazeux à l'état liquide se produisant lorsque la pression de vapeur devient égale à la pression de vapeur maximale du liquide à cette température.

Congénital: Datant de la naissance ou d'avant la naissance.

Constante de Henry: La masse d'un gaz dissous dans un solvant est proportionnelle à la pression du gaz avec lequel il est en équilibre.

Constituants dissous: Constituants d'un échantillon d'eau qui passent à travers une membrane filtrante de 0,45 µm.

Constituants en suspension: Dans un échantillon d'eau, constituants (résidus) retenus sur un milieu filtrant. Il faut alors préciser le type de filtre utilisé.

Corrosion: Dégradation électrochimique des métaux ou des alliages par réaction avec leur environnement; la corrosion est accélérée en présence d'acides ou de bases.

Couleur vraie: Couleur conférée à l'eau par les substances complètement dissoutes; il ne faut pas confondre avec la couleur apparente résultant de la présence de matières colloïdales ou de matières en suspension.

Critères (de qualité de l'eau): Données scientifiques évaluées pour déterminer les limites recommandées relativement aux utilisations de l'eau.

Cumulatif: Se dit d'un phénomène qui apparaît, ou dont l'intensité augmente, à la suite d'additions successives à différents moments ou de différentes façons.

Cyanure dissociable en milieu légèrement acide: Concentration de HCN après distillation de l'échantillon en présence d'un tampon d'acétate à pH 4,5. Cette méthode permet de doser les cyanures métalliques libres, simples et dissociables en milieu légèrement acide.

Cycle diurne: Cycle dont la période de variation est de 24 h.

Dégazage à l'air: Technique permettant d'éliminer les substances volatiles d'une solution, normalement par barbotage d'un volume d'air important.

Demande biochimique en oxygène (DBO): Diminution de la teneur en oxygène, en milligrammes par litre, dans un échantillon d'eau conservé à l'obscurité et à une certaine température pendant une période donnée, et qui est provoquée par la décomposition bactérienne de la matière organique. En général, cette décomposition est terminée au bout de 20 j. La demande en oxygène est mesurée après 5 j (DBO_5), ce qui représente habituellement 70 % de la valeur finale.

Démersal: Désigne les organismes qui vivent dans la couche la plus profonde d'une mer ou d'un lac. Quelquefois utilisé comme synonyme de "benthique".

Demi-vie: Temps nécessaire pour que la concentration d'une substance dans un milieu (p. ex. sol ou eau) ou dans un organisme (p. ex. tissu de poisson) diminue de moitié par transport, dégradation, transformation ou dépuration.

Dépuration: Processus entraînant l'élimination d'une substance d'un organisme aquatique.

Dérive du nuage pulvérisé: Déplacement vers une zone autre que la zone visée des gouttelettes du produit pulvérisé par avion.

Détritus: Sédiments non consolidés composés de matière inorganique et de matière organique morte et en décomposition.

Devenir: Répartition d'une substance dans divers compartiments environnementaux (p. ex. sol ou sédiment, eau, air, biote) par suite de son transport, de sa transformation et de sa dégradation.

Dissociation: Scission d'une molécule (sel, acide ou base) en solution en particules chargées électriquement (ions). Les ions hydrogène et les ions métalliques portant une charge positive sont appelés cations; les ions hydroxyles et les ions acides portant une charge négative sont appelés anions.

Diurne: Qui dure une journée.

Dose: Quantité mesurable d'une substance administrée à un animal.

Dose efficace médiane (DE_{50}): Dose d'une substance qui provoque, estime-t-on, une réaction sublétale quelconque chez 50 % des organismes exposés. Elle est appropriée lorsque les organismes sont des animaux comme des rats, des souris ou des chiens, mais elle est rarement applicable dans le cas des organismes aquatiques, car elle correspond à la quantité d'une substance introduite directement dans le corps par injection ou ingestion et non à la concentration de cette substance dans l'eau à laquelle les organismes aquatiques sont exposés durant les essais de toxicité.

Dose létale médiane (DL_{50}): Dose d'une substance qui, prévoit-on, est létale pour 50 % des organismes exposés. Elle est appropriée lorsque les organismes sont des animaux comme des rats, des souris ou des chiens, mais elle est rarement applicable dans le cas des organismes aquatiques, car elle correspond à la quantité de substance introduite directement dans le corps par injection ou ingestion et non à la concentration de cette substance dans l'eau à laquelle les organismes aquatiques sont exposés durant les essais de toxicité.

Dureté: Concentration de tous les cations métalliques, à l'exception des cations de métaux alcalins, présents dans l'eau. En général, la dureté est une mesure de la concentration des ions calcium et magnésium dans l'eau; elle s'exprime souvent en milligrammes de carbonate de calcium par litre d'eau.

Eau de dilution: Au cours des essais de toxicité en milieu aquatique, eau servant à diluer la substance étudiée afin de préparer des solutions de différentes concentrations de cette substance ou d'un effluent.

Eau potable: Eau convenant, du point de vue santé et du point de vue esthétique, à l'alimentation et à la préparation des aliments.

Eaux brutes: Eaux de surface ou eaux souterraines pouvant être utilisées comme source d'eau de boisson, mais qui n'a subi aucun traitement.

Effets retardés: Effets ou réactions se manifestant un certain temps après l'exposition.

Effluent: Déchet de nature complexe (p. ex. déchets liquides d'origine industrielle ou eaux usées) qui risque d'être rejeté dans l'environnement.

Epilimnion: Dans un lac, couche d'eau superficielle caractérisée par une température essentiellement uniforme, généralement plus élevée que dans le reste du lac, et par un brassage relativement uniforme dû à l'action du vent et des vagues.

Epiphyte: Se dit d'une plante qui vit fixée sur une autre et

qui ne s'en sert que comme support, sans en tirer de nourriture.

Equilibre dynamique: Voir "Etat stable".

Espèce: En général, groupe d'organismes dont les membres se ressemblent plus que les membres d'autres groupes et qui constitue un ensemble isolé eu égard à la reproduction, c.-à-d. que les membres d'un groupe sont normalement incapables de se reproduire avec les membres d'un autre groupe.

Essai de toxicité: Ensemble des moyens utilisés pour déterminer la toxicité d'un produit chimique ou d'une autre substance. L'essai de toxicité sert à mesurer l'importance de la réaction produite à la suite d'une exposition à un stimulus d'intensité donnée (ou à une concentration donnée d'une substance chimique).

Essai de toxicité chronique: Voir "Etude du cycle de vie".

Essai en milieu à circulation continue avec mesure de la concentration: Essai de toxicité dans lequel on mesure la concentration d'une substance dans un courant continu ou constant d'eau.

Essai sur les premiers stades de vie: Essai de 28 à 32 j (60 jours après l'éclosion dans le cas des salmonidés) d'une espèce de poisson aux premiers stades de vie, c.-à-d. à partir du stade qui suit de peu la fécondation, en passant par les stades embryonnaires et larvaires et jusqu'au stade juvénile. On obtient ainsi des données sur la survie et sur la croissance.

Esthétique: Se dit des caractéristiques de l'eau qui sont perceptibles par les sens.

Etat stable ou équilibre dynamique: Désigne l'état où la vitesse d'absorption et la vitesse d'élimination d'un produit chimique par un organisme ou un tissu sont égales. On atteint un état d'équilibre apparent lorsque la concentration tissulaire d'un produit demeure essentiellement constante pendant une exposition continue.

Etude du cycle de vie: Essai de toxicité chronique au cours duquel un organisme est exposé à une substance pendant tous les stades importants de son existence. En général, l'étude du cycle de vie porte sur un cycle complet de reproduction. Un essai de toxicité partiel porte sur la partie du cycle de vie pendant laquelle l'organisme est particulièrement sensible à des produits chimiques.

Eutrophe: Se dit d'un milieu aquatique riche en substances nutritives et présentant un taux élevé de productivité, ce qui entraîne fréquemment une désoxygénation de l'eau sous la couche superficielle.

Evaluation des dangers: Identification et estimation des effets néfastes potentiels qui pourraient résulter de la fabrication, de l'utilisation et du rejet, d'une manière spécifiée, d'une certaine quantité d'une substance.

Evapotranspiration: Perte de matière, à un endroit donné et au cours d'une période spécifiée, par évaporation à partir de la surface du sol ou de l'eau et par transpiration à partir des plantes.

Exposition: Désigne la quantité d'un agent physique ou chimique qui atteint une cible ou un récepteur.

Facteur d'application (FA): Valeur numérique sans dimension qui se calcule en divisant la concentration seuil de toxicité chronique d'une substance chimique par la concentration de toxicité aiguë de ce produit. On calcule généralement le FA en divisant les limites (concentration sans effet observé (CSEO) et concentration minimale produisant un effet observé (CMEO)) de la concentration maximale admissible (CMAT) d'une substance toxique, par la CL_{50} indépendante du temps, si elle est connue, ou par la CL_{50} de 96 h (ou la CE_{50} de 48 h ou la CL_{50} de 48 h, dans le cas des daphnies), calculées au cours d'un essai de toxicité aiguë en système à circulation continue. Le FA s'exprime habituellement par un intervalle de valeurs et il est multiplié par la concentration létale médiane d'une substance chimique (déterminée par un essai de toxicité à court terme (aiguë)) pour donner la concentration sans effet prévu au cours d'une exposition chronique.

Facteur de bioconcentration (FBC): Valeur sans dimension représentant dans quelle mesure un produit chimique peut être concentré dans les tissus d'un organisme en milieu aquatique. Au point d'équilibre apparent, pendant la phase d'absorption d'un essai de bioconcentration, le FBC est la concentration d'un produit chimique dans un ou plusieurs tissus d'organismes aquatiques, divisée par la concentration moyenne d'exposition utilisée au cours de l'essai.

Facteur de sécurité: Nombre utilisé pour assurer une marge supplémentaire de sécurité au-delà de la sensibilité connue ou estimée des organismes aquatiques. Ce facteur est souvent appliqué lorsqu'on ne possède pas suffisamment de données sur la toxicité, et plus particulièrement sur la toxicité chronique, d'une substance donnée.

Floculation: (1) Processus par lequel les particules colloïdales ou très fines en suspension s'agglomèrent en flocons hydratés bien définis de taille suffisante pour précipiter rapidement. (2) Désigne le traitement d'une eau par addition de coagulants qui provoquent la formation de particules précipitables.

Halogénation: Incorporation d'un halogène (en général le chlore ou le brome) dans un composé chimique.

Hectare: Unité de superficie du système métrique; 100 hectares = 1 km^2; 1 hectare = 2,47 acres.

Hétérotrophe: Qualifie un organisme animal ou végétal qui, pour se nourrir, dépend de matière organique.

Hydrogénation: Toute réaction de l'hydrogène avec un composé organique, p. ex. l'hydrogénation des huiles végétales insaturées en graisses solides par l'addition d'hydrogène sur les doubles liaisons.

Hydrolyse: (1) Formation d'un acide et d'une base à partir d'un sel par dissociation ionique de l'eau. (2) Décomposition de composés organiques par réaction avec l'eau.

Hypolimnion: Dans un plan d'eau, masse d'eau située entre la thermocline et le fond; l'hypolimnion est donc isolé en grande partie de l'influence de la surface.

Hypoxie: Diminution de la teneur en oxygène du sang ou des tissus (synonyme d'anoxie).

Indice de saturation de Langelier (IS): Indice reliant le pH réel d'une eau (pH) au pH auquel cette eau est à peine saturée avec du carbonate de calcium (pH_s). IS = pH – pH_s.

Indice de stabilité de Ryzner (ISR): Indice reliant le pH de

l'eau (pH) au pH d'une eau à peine saturée avec du carbonate de calcium (pH_s). ISR = $2pH_s$ – pH.

In vitro: Qui se fait en dehors de l'organisme; s'applique généralement à des expériences comportant des réactions biochimiques dans des fragments ou des portions de tissus.

In vivo: Qui se fait à l'intérieur d'un animal ou d'un organisme vivant.

Ingestion: Introduction d'aliments dans les voies digestives.

Interstitiel: Qui est contenu dans des interstices; s'applique à l'eau se trouvant entre les grains de sable et les particules de sol ainsi qu'aux espèces végétales et animales vivant à ces endroits.

Intervalle: Dans une série de données, ensemble de tous les nombres compris entre la valeur la plus élevée et la valeur la plus faible.

Invertébrés: Animaux dépourvus de colonne vertébrale ou de notochorde.

Ion: Voir "Dissociation".

Ionisation: Processus par lequel des atomes acquièrent une charge électrique, par l'addition ou la perte d'électrons.

Lac dimictique: Lac dont l'eau circule librement deux fois par année, au printemps et à l'automne, et qui présente une stratification directe en été et une stratification inverse en hiver. Il s'agit du type de stratification thermique le plus courant dans la plupart des lacs des régions tempérées froides du monde.

Lac holomictique: Lac touché dans toute sa masse par la circulation verticale de l'eau.

Lac méromictique: Lac dans lequel la circulation des eaux, au moment du refroidissement hivernal, n'est que partielle et s'arrête à une profondeur déterminée par une stratification de densité.

Lessivage: Mouvement descendant d'une substance dissoute dans le sol.

Létal: Causant directement la mort. La mort des organismes aquatiques correspond à la disparition de tout signe visible d'activité biologique.

Ligand: Molécule, ion ou atome relié à l'atome central d'un composé de coordination, d'un chélate ou d'un autre complexe. Aussi appelé agent complexant.

Limite de tolérance médiane (LT_m ou LT_{50}): Concentration d'une substance dans l'eau, à laquelle 50 % des organismes exposés survivent après une exposition d'une durée spécifiée. La LT_{50} (ou LT_m) s'exprime généralement sur une période donnée (p. ex. LT_{50} de 24 h ou LT_{50} de 96 h; concentration à laquelle survivent 50 % des organismes après une exposition de 24 ou de 96 h). Contrairement à la concentration létale et à la dose létale, la limite de tolérance peut être employée pour désigner un degré quelconque de tout facteur de létalité mesurable (p. ex. conditions extrêmes de pH, de température ou de teneur en oxygène dissous). La LT_m et la LT_{50} ont été remplacées par la concentration létale médiane (CL_{50}) et la concentration efficace médiane (CE_{50}).

Limnologie: Etude des caractéristiques biologiques, géologiques, physiques et chimiques des plans d'eau douce.

Lipophile: Qui présente une affinité pour les graisses ou autres lipides.

Loi de Van't Hoff: Selon cette loi, la vitesse d'une réaction chimique double approximativement pour chaque augmentation de température de 10 C°.

Lordose: Courbure antéro-postérieure de la colonne vertébrale, généralement dans la région lombaire.

LT_{50}: Voir "Limite de tolérance médiane".

LT_m: Voir "Limite de tolérance médiane".

Macrophyte: Membre de la communauté des plantes macroscopiques, en particulier de celles d'un plan d'eau.

Macroscopique: Qui peut être observé à l'oeil nu.

Marne: Dépôt terreux non consolidé qui se forme dans les lacs d'eau douce et se compose principalement de carbonate de calcium et de proportions variables d'argile ou d'autres impuretés.

Métabolisme: Ensemble de tous les processus chimiques intervenant à l'intérieur d'une cellule ou d'un organisme vivant.

Métabolite: Tout produit du métabolisme.

Métal soluble en milieu acide: Désigne la concentration du métal dans une solution après filtration sur une membrane filtrante de 0,45 µm et acidification jusqu'à pH 1,5-2,0 avec de l'acide nitrique.

Métal total: Concentration d'un métal dans un échantillon non filtré après digestion dans de l'acide nitrique fort.

Métal total récupérable: Concentration d'un métal dans un échantillon non filtré après traitement avec un acide minéral dilué chaud.

Métalimnion: Dans un lac, couche d'eau située entre l'épilimnion et l'hypolimnion et dans laquelle le gradient thermique vertical est maximal.

Méthode de récupération totale: Méthode d'analyse dans laquelle un échantillon non filtré est traité avec un acide minéral dilué chaud.

Méthylation: Introduction de groupements méthyles (CH_3) dans des composés organiques ou inorganiques.

Minéraliser: Transformer en substance minérale; imprégner avec une substance minérale.

Mutagénèse: Modification du matériel génétique d'une cellule de telle façon que cette modification soit transmise aux générations suivantes.

Nannoplancton: Organismes en suspension dans l'eau qui, en raison de leur petite taille, ne peuvent être recueillis au moyen de filets. Ils peuvent être récupérés par sédimentation ou par centrifugation.

Necton: Nageurs puissants, parmi les animaux d'eau douce, qui sont capables, dans une large mesure, de se déplacer volontairement d'un endroit à l'autre.

Neuston: Terme collectif désignant les éléments microscopiques du pleuston qui sont adaptés à l'interface air-eau. Les éléments du neuston sont répartis en deux catégories:ceux qui vivent sur la surface supérieure (épineuston) et ceux qui vivent sur la surface inférieure de l'interface (hyponeuston).

Non décelable: Se dit d'une quantité inférieure au seuil de détection d'une méthode d'analyse spécifiée.

Norme (de qualité de l'eau): Objectif prévu dans les lois exécutoires sur la protection de l'environnement, promulguées par un niveau de gouvernement.

Objectif (de qualité de l'eau): Concentration chiffrée ou condition non chiffrée établie pour protéger et maintenir des utilisations désignées à un endroit spécifié.

Oligotrophe: Se dit d'un milieu pauvre en éléments nutritifs.

Organisme: Toute plante ou tout animal vivant; tout être vivant.

Organisme pathogène: Organisme capable de provoquer l'apparition de symptômes morbides chez un autre organisme.

Organoleptique: Relatif aux sens ou pouvant être perçu par les sens.

Osmose: Diffusion d'un solvant à travers une membrane semi-perméable vers la solution plus concentrée; la diffusion se fait dans la direction qui tend à égaliser les concentrations de part et d'autre de la membrane.

Oxydation: Combinaison d'oxygène avec une substance, ou élimination d'hydrogène d'une substance; de façon plus générale, toute réaction comportant une perte d'électrons.

Oxygénation: Processus consistant à ajouter de l'oxygène à une solution.

Paramètre: Caractéristique mesurable ou quantifiable.

Pélagique: Terme désignant les organismes planctoniques et nectoniques qui vivent en pleine eau dans la mer et les lacs.

Périphyton: Ensemble des organismes fixés à des plantes submergées.

Pesticide: Substance, ou mélange de substances, utilisée pour détruire des espèces indésirables de plantes ou d'animaux.

pH: Valeur choisie pour représenter l'acidité ou l'alcalinité d'une solution aqueuse. Elle est définie comme le logarithme de l'inverse de la concentration d'ions hydrogène.

Photolyse: Décomposition d'un composé en unités plus simples par absorption d'un ou de plusieurs quanta d'énergie rayonnante.

Photooxydation: Oxydation provoquée par l'énergie rayonnante.

Photosynthèse: Transformation du dioxyde de carbone en glucides, en présence de chlorophylle et de lumière.

Physiologie: Etude du fonctionnement des organismes et de leurs parties constituantes.

Pinocytose: Inclusion de gouttelettes de liquide dans les cellules.

Plancton: Plantes (phytoplancton) et animaux (zooplancton), normalement de taille microscopique, qui flottent dans les systèmes aquatiques.

Pleuston: Organismes spécialisés adaptés aux conditions à l'interface air-eau.

Poids stoéchiométrique: Quantités relatives suivant lesquelles les éléments se combinent pour donner un composé chimique.

Poïkilotherme: Se dit des animaux dont la température varie avec celle du milieu. Ces animaux s'appellent aussi animaux à sang froid.

Point de compensation: Profondeur à laquelle les processus d'assimilation et de désassimilation sont d'importance égale (voir "assimilation").

Polymérisation: Réaction chimique, normalement réalisée en présence d'un catalyseur, de chaleur ou de lumière et souvent sous pression élevée, au cours de laquelle un grand nombre de molécules relativement simples se combinent pour former une macromolécule qui ressemble à une chaîne.

Précipitation: (1) Formation de particules solides dans une solution. Désigne, en général, l'action par laquelle les petites particules se déposent. (2) L'eau contenue dans les nuages et déposée sous forme de pluie, de grêle, de neige, etc.

Producteurs: Organismes pouvant se nourrir de substances inorganiques.

Production primaire: Production de matière organique à partir de substances inorganiques.

Produit calcium-sulfate: Indice d'entartrage permettant de calculer la limite supérieure des concentrations de calcium et de sulfate dans l'eau d'un système de refroidissement, exprimé comme le produit de $[Ca^{2+}] \times [SO_4^{2-}] = 500\ 000$.

Prolifération: Présence dans l'eau d'un nombre anormalement élevé d'organismes d'une ou de plusieurs espèces par unité de volume, généralement des algues.

Purge: Elimination de substances volatiles ou dissoutes par agitation ou aération intense.

Rapport toxicité aiguë:toxicité chronique: Rapport de la toxicité aiguë moyenne pour une espèce à la toxicité chronique pour la même espèce. Le rapport final toxicité aiguë:toxicité chronique est la moyenne géométrique de tous les rapports toxicité aiguë:toxicité chronique obtenus pour des espèces d'animaux aquatiques appartenant à au moins trois familles différentes, dont au moins une famille de poissons, au moins une famille d'invertébrés et au moins une espèce d'eau douce et présentant une sensibilité aiguë.

Recommandation (pour la qualité des eaux): Recommandation exprimée par une concentration chiffrée ou une condition non chiffrée pour protéger et maintenir une utilisation désignée.

Réduction: Elimination d'oxygène d'une substance ou addition d'hydrogène à celle-ci. Désigne en général toute réaction au cours de laquelle un atome acquiert des électrons.

Risque: Concept statistique défini comme la fréquence prévue ou la probabilité d'effets indésirables à la suite d'une exposition dans des conditions précises à des concentrations connues ou potentielles d'une substance dans l'environnement. Une substance est considérée sans danger lorsque les risques associés à son exposition sont jugés acceptables. On peut évaluer le risque en termes absolus ou en termes relatifs. Le risque absolu est le risque accru découlant d'une exposition donnée. Le risque relatif est le rapport du risque chez la population exposée au risque chez la population non exposée.

Scoliose: Déviation latérale de la colonne vertébrale.

Seston: Ensemble de la matière particulaire en suspension dans l'eau.

Seuil de détection: La plus petite concentration ou quantité d'une substance dont la présence peut être déterminée avec un certain degré de certitude à l'aide d'une méthode

analytique complète et bien définie.

Seuil d'évitement: Concentration minimale d'une substance à partir de laquelle les poissons évitent activement la source de la substance.

Seuil de la CL_{50}: Concentration d'un produit chimique qui provoque la mort chez 50 % des organismes d'essai après exposition pendant des périodes suffisamment longues pour que toute action létale aiguë ait cessé. L'asymptote (partie de la courbe de toxicité parallèle à l'axe du temps) de la courbe de toxicité correspond à peu près à la valeur du seuil de la CL_{50}.

Solvant: Liquide (autre que l'eau) avec lequel on mélange le produit chimique étudié afin de le rendre miscible avec de l'eau de dilution avant le transfert dans les enceintes d'essai.

Sorption: Phénomène de surface faisant intervenir l'absorption ou l'adsorption, ou les deux. On utilise souvent ce terme lorsqu'on ignore lequel de ces deux mécanismes est en cause.

Stock actuel: Masse de matière organique (biomasse) pouvant être prélevée ou récoltée à un moment et à un endroit donnés à l'aide des méthodes habituelles.

Sublétal: Désigne tout stimulus dont l'intensité est inférieure à celle nécessaire pour entraîner la mort.

Sublittoral: Désigne la zone comprise entre le niveau d'eau le plus bas et la limite inférieure de la croissance végétale.

Substances humiques: Substances organiques partiellement décomposées présentes dans l'eau principalement à l'état colloïdal. Les acides humiques sont de grosses molécules d'acides organiques qui se dissolvent dans l'eau.

Substance toxique: Agent ou substance capable de produire dans un système biologique une réaction (effet) néfaste qui perturbe gravement la structure ou les fonctions ou qui provoque la mort.

Suspension: Système dans lequel de très petites particules (solides, semi-solides ou des gouttelettes) sont dispersées de façon plus ou moins uniforme dans un milieu liquide ou gazeux. On qualifie ce système de suspension colloïdale lorsque les particules sont suffisamment petites pour passer à travers les membranes filtrantes. Les particules plus grosses que celles des suspensions colloïdales ont tendance à précipiter, si elles sont plus lourdes que le milieu de suspension, ou à s'agglomérer et à monter à la surface, si elles sont plus légères.

Synergie: Action d'un mélange de produits dont la toxicité est supérieure à la somme de la toxicité de chacun de ses constituants.

Système à circulation continue: Système d'exposition utilisé au cours des essais de toxicité en milieu aquatique et comportant des enceintes d'essai dans lesquelles les solutions étudiées et l'eau témoin passent une seule fois de façon intermittente ou continue.

Système statique: Système d'exposition utilisé au cours des essais de toxicité en milieu aquatique, dans lequel les enceintes d'essai renferment des solutions du produit étudié ou de l'eau utilisée comme témoin qui ne sont pas normalement changées au cours de l'essai. Selon les conditions, un système statique peut ou non être en équilibre.

Tampon: Solution renfermant un acide faible et sa base faible conjuguée, dont le pH varie très peu lorsqu'on y ajoute un acide ou une base.

Tartre: Dépôt calcaire qui se forme dans les tubes d'eau et les chaudières par précipitation des composés minéraux contenus dans l'eau.

Tégument: Désigne ce qui recouvre un organisme (comme la peau, la membrane ou la carapace) ou l'une de ses parties.

Témoin: Dans les essais de toxicité, désigne les essais où l'on reproduit toutes les conditions d'exposition, mais sans la substance étudiée. L'essai témoin sert à vérifier s'il y a des effets toxiques résultant des conditions expérimentales (p. ex. état des organismes d'essai, qualité de l'eau de dilution).

Temps de létalité: Voir "Temps de survie".

Temps de résistance: Période pendant laquelle un organisme aquatique peut survivre en présence d'une concentration supérieure au seuil de la concentration létale.

Temps de survie: Intervalle entre le moment de l'exposition initiale d'un organisme aquatique à un paramètre néfaste et le moment où survient la mort.

Tératogène: Agent qui augmente l'incidence de malformations congénitales.

Thermocline: Voir "Métalimnion".

Tolérance: Capacité d'un organisme de supporter, sans mourir, des conditions néfastes ou d'autres conditions environnementales pendant une exposition de durée indéfinie.

Tortuosité: Rapport de la longueur du parcours sinueux de diffusion (d'un soluté) à la distance la plus courte (ligne droite) entre les deux extrémités de ce parcours. La tortuosité s'applique à des milieux poreux, comme les sédiments.

Toxicité: Capacité ou potentiel inhérent d'une substance de provoquer des effets néfastes dans un organisme vivant.

Toxicité cumulative: Toxicité d'un mélange de produits chimiques correspondant approximativement à la somme de la toxicité de chaque constituant présent dans le mélange (c.-à-d. la somme algébrique des effets).

Turbulence: Mouvement désordonné dans les liquides et les gaz résultant de la formation de tourbillons.

Unité de toxicité: Concentration d'un produit chimique (mesurée avec certaines unités) exprimée comme la fraction ou la proportion du seuil de sa concentration létale (mesurée avec les mêmes unités). On peut calculer cette concentration de la façon suivante:

$$\text{unité de toxicité} = \frac{\text{conc. réelle du produit chimique en solution}}{\text{seuil de la conc. létale}}$$

Lorsque ce nombre est supérieur à 1,0, plus de la moitié d'un groupe d'organismes aquatiques seront tués par le produit. Si ce nombre est inférieur à 1,0, moins de la moitié des organismes seront tués. 1,0 unité de toxicité = seuil de la CL_{50}.

Valeur de la toxicité aiguë (finale): Estimation de la concentration d'une substance correspondant à la toxicité aiguë (probabilité cumulative de 0,05) chez un genre ayant subi des tests de toxicité aiguë acceptables.

Valeur de la toxicité aiguë (moyenne): La valeur moyenne de la toxicité aiguë chez une espèce donnée correspond à la moyenne géométrique de toutes les CL_{50} ou CE_{50} de 96 h (48 h pour les daphnies) appropriées, ayant été obtenues pour cette espèce (d'après les concentrations mesurées dans des essais en système à circulation continue). La valeur moyenne de la toxicité aiguë pour le genre est la moyenne géométrique des valeurs moyennes de la toxicité aiguë dont on dispose pour ce genre.

Valeur de la toxicité chronique: Moyenne géométrique des limites inférieure et supérieure obtenues au cours d'un essai acceptable de toxicité chronique ou par analyse par régression des données relatives à la toxicité chronique. La limite inférieure de toxicité chronique est la concentration maximale étudiée ne produisant pas un effet néfaste inacceptable sur les paramètres biologiques spécifiés et au-dessous de laquelle toutes les concentrations étudiées ne produisent aucun effet inacceptable. La limite supérieure de toxicité chronique est la concentration minimale étudiée ne produisant pas un effet néfaste inacceptable sur au moins un des paramètres biologiques mesurés et au-dessus de laquelle toutes les concentrations étudiées produisent aussi un tel effet néfaste.

Viscosité: Résistance interne d'un fluide à l'écoulement.

Volatil: Désigne les produits possédant un faible point d'ébullition ou une faible pression de sublimation (pression de vapeur élevée).

Xénobiotique: Produit chimique ou substance d'origine étrangère qui n'est pas d'origine naturelle et qui n'est normalement pas considéré comme constituant d'un système biologique donné. Ce terme est habituellement appliqué aux produits fabriqués.

Zéolite: Silicate hydraté d'aluminium et de sodium ou de calcium, ou des deux, d'origine naturelle. Désigne aussi un produit artificiel utilisé comme échangeur d'ions. Les zéolites naturelles et artificielles sont toutes deux largement utilisées comme agent d'adoucissement et comme agent améliorant la détergence dans les détergents.

Zone littorale: Zone d'interface entre les terres du bassin versant et les eaux d'un lac.

Zooplancton: Constituant animal du plancton.

I.2 SYMBOLES ET ABREVIATIONS

Les unités de mesure sont celles du Système International (SI).

PREFIXES SI

Préfixe	Facteur de multiplication	Symbole
méga	1 000 000 = 10^6	M
kilo	1 000 = 10^3	k
hecto	100 = 10^2	h
déca	10 = 10^1	da
	1 = 10^0	
déci	0,1 = 10^{-1}	d
centi	0,01 = 10^{-2}	c
milli	0,001 = 10^{-3}	m
micro	0,000 001 = 10^{-6}	µ
nano	0,000 000 001 = 10^{-9}	n
pico	0,000 000 000 001 = 10^{-12}	p

Temps		Masse	
a	année	g	gramme
j	jour	kg	kilogramme
h	heure	mg	milligramme
s	seconde	µg	microgramme
min	minute	ng	nanogramme
		pds	poids
		t	tonne

Volume		Superficie	
L	litre	ha	hectare
mL	millilitre		

Longueur		Puissance électrique	
m	mètre	W	watt
km	kilomètre	kW	kilowatt

Température		Pression	
°C	degré Celsius	Pa	pascal
		kPa	kilopascal

Autres abréviations

$mol \cdot L^{-1}$	mole par litre
µmol	micromole
pK_a	logarithme de la constante de dissociation acide
P_{oe}	coefficient de partage octanol/eau
K_d	coefficient de sorption dans le sol
K_{co}	coefficient de sorption sur du carbone organique
$\mu S \cdot cm^{-1}$	microsiemens par centimètre
ia	ingrédient actif

I.3 BIBLIOGRAPHIE

Allaby, M. 1983. A Dictionary of the Environment. 2nd edition. New York University Press, New York. 529 pp.

Drever, J.I. 1982. The Geochemistry of Natural Waters. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey. 388 pp.

Environnement Canada. 1979. Manuel de méthodes analytiques. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa.

Hawley, G.G. 1981. The Condensed Chemical Dictionary. 10th edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1135 pp.

Lewis, W.H. 1977. Ecology Field Glossary. A Naturalist's Vocabulary. Greenwood Press, Westport, Connecticut. 152 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa. 100 pp.

Neely, W.B. 1980. Chemicals in the Environment. Distribution. Transport. Fate. Analysis. Marcel Dekker, Inc., New York. 245 pp.

Rand, G.M. et S.R. Petrocelli (eds.). 1985. Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications. McGraw-Hill International Book Co., New York. 666 pp.

Rogers, B.G., W.T. Ingram. E.H. Pearl et L.W. Welter. 1981. Glossary. Water and Wastewater Control Engineering. 3rd edition. American Public Health Association, American Society of Civil Engineers, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. Washington, D.C. 441 pp.

Ruttner, F. 1963. Fundamentals of Limnology. University of Toronto Press. Toronto, Ontario. 295 pp.

Stumm, W. et J.J. Morgan. 1981. Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. 2nd edition. John Wiley & Sons, New York. 780 pp.

Trudinger, P.A. et D.J. Swaine. 1979. Biogeochemical Cycling of Mineral-Forming Elements. Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam, The Netherlands. 612 pp.

U.S. EPA. 1973. Water Quality Criteria 1972. Committee on Water Quality Criteria. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C. EPA-R3-73-033. 594 pp.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. 2nd edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1310 pp.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

ANNEXE II
MEMBRES (ANCIENS ET ACTUELS) DU GROUPE DE TRAVAIL SUR LES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITE DES EAUX (AUPARAVANT APPELE LE GROUPE DE TRAVAIL SUR LES LIGNES DIRECTRICES RELATIVES A LA QUALITE DES EAUX) DU CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES RESSOURCES ET DE L'ENVIRONNEMENT

ANNEXE II
MEMBRES (ANCIENS ET ACTUELS) DU GROUPE DE TRAVAIL SUR LES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITE DES EAUX (AUPARAVANT APPELE LE GROUPE DE TRAVAIL SUR LES LIGNES DIRECTRICES RELATIVES A LA QUALITE DES EAUX) DU CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES RESSOURCES ET DE L'ENVIRONNEMENT

Président Représentant de l'Alberta	M. C.L. Primus Sous-ministre adjoint Environmental Protection Services Department of the Environment Edmonton (Alberta)	(1984-)
Ancien président Représentant de l'Alberta	M. E.E. Kupchanko Sous-ministre adjoint Environmental Protection Services Department of the Environment Edmonton (Alberta)	(1983-84)
Secrétaire	M. P. Shewchuk Chef, Water Quality Branch Standard and Approvals Division Department of the Environment Edmonton (Alberta)	(1983-)
Représentants des provinces:		
Colombie-Britannique:	M. R.J. Buchanan Chef, Resource Quality Section Water Management Branch Ministry of Environment Victoria (Colombie-Britannique)	(1984-)
Manitoba:	M. M. Morelli Chef, Environmental Standards and Studies Department of the Environment and Workplace Safety and Health Winnipeg (Manitoba)	(1984-)
Nouveau-Brunswick:	M. J.S. Choate Chef, Environmental Quality Ministère des Affaires municipales et de l'Environnement Fredericton (Nouveau-Brunswick)	(1983-)
Territoires du Nord-Ouest:	M. S. Lewis Spécialiste en analyse du milieu aquatique Environmental Planning and Assessment Division Department of Renewable Resources Yellowknife (T.N.-O.)	(1984-)
Nouvelle-Ecosse:	M. C.L. Lin Chef, Water Resources Planning Department of the Environment Halifax (Nouvelle-Ecosse)	(1983-)
Ontario:	M. P.J. Crabtree Directeur adjoint Water Resources Branch Ministry of the Environment Toronto (Ontario)	(1984-)

	M. S.E. Salbach Directeur intérimaire Water Resources Branch Ministry of the Environment Toronto (Ontario)	(1983-84)
	M. D.N. Jeffs Directeur Water Resources Branch Ministry of the Environment Toronto (Ontario)	(1983)
Québec:	M[me] D. Gouin Directrice des études du milieu aquatique Ministère de l'Environnement Ste-Foy (Québec)	(1985-)
	M. H. St-Martin Directeur de la recherche Ministère de l'Environnement Ste-Foy (Québec)	(1983-85)
Saskatchewan:	M. D.A. Fast Directeur Water Pollution Control Branch Department of the Environment Regina (Saskatchewan)	(1983-)
Représentants fédéraux:		
Ministère de l'Environnement	M. W.J. Traversy Directeur, Direction de la qualité des eaux Environnement Canada Hull (Québec)	(1983-85)
	M. A.R. Davis Chef, Division des objectifs de qualité des eaux Direction de la qualité des eaux Environnement Canada Hull (Québec)	(1986-)
Représentants du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement:		
Directeur exécutif	M. R.G. Barrens Directeur exécutif Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement Toronto (Ontario)	(1983-)
Agent de programme	M. S.M. Dopp Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement Toronto (Ontario)	(1984-)

ANNEXE III
MEMBRES DU GROUPE D'ETUDE

ANNEXE III
MEMBRES DU GROUPE D'ETUDE

III.1 MEMBRES DE L'EQUIPE DE PRODUCTION

Coordinatrice: Mlle Margaret C. Taylor

Rédacteurs: Mlle Margaret C. Taylor
M. Ronald C. Pierce

Auteurs:

Chapitre 5
M. Paul E. Belliveau
Environnement Canada

Chapitre 4
M. David Donald
Environnement Canada

Chapitre 5
M. R.K. Kissel
Dearborn Environmental Consulting Services
Mississauga (Ontario)

Chapitre 4
M. Douglas Forsyth
Environnement Canada

Chapitre 1
M. Rodger A. McDonald
M.R.2 – McDonald Associates
Regina (Saskatchewan)

Chapitre 6 et Annexe I
M. Ronald C. Pierce
Environnement Canada

Chapitre 2 et Annexe I
Mlle Margaret C. Taylor
Environnement Canada

Introduction et Annexe IV
Mlle Katherine G. Thibault
Environnement Canada

Chapitre 3
Mme Patricia I. Tones
Saskatchewan Research Council

Réviseurs (Anglais): Environnement Canada
Mlle Marla G. Sheffer
Mme Betty Chong Chu
Mme Jeanne Andrews
Mlle Wiletta Windle

Réviseurs (Français): Environnement Canada
Mlle Katherine G. Thibault
Mme Betty Chong Chu

Traduction: Environnement Canada
Mme Ginette St-Laurent
Mlle Véronique Lavoie
Mlle Katherine Thibault

Secrétariat d'Etat
Direction générale des opérations de traduction
M. Roger Couture (réviseur)
M. Gilles Martel (réviseur)
M. Denis Pilon (réviseur)
M. Yehuda Azuelos (traducteur)
M. Pierre Boisvert (traducteur)
M. Pierre Le Clair-Lanteigne (traducteur)
Mme Michèle Lemaître (traductrice)
Mme Brigitte Monnet (traductrice)
Mlle Dominique Leduc (traductrice)

Transcription: Mme Shirley Wilson
Mme Susan Geary
Mme Lucie Bérubé
Mme Francine Goulet
Mme Marianne Simmons
Mme Diane Labelle
Mlle Sandra Tippins
Mlle Brigitte Bourdages

Bibliothèque: M. Jack Avol
M. Jean-François Bélanger
Mme Diane Dale
Mlle Susan Davidson

Couverture: Mme Carola Tietz

III.2 MEMBRES DE L'EQUIPE DE REVISION

Alberta: Alberta Environment
Alberta Environmental Centre
Vegreville
M. J.W. Moore
M. S. Ramamoorthy

Standards and Approvals Division
Edmonton
M. D. Spink
M. P. Shewchuk

Alberta Community and Occupational Health
M. R. Orford
M. J.M. Wetherill

Alberta Forestry
M. F.W. McDougall
M. D.C. Surrendi

Colombie-Britannique: Ministry of Environment
Water Management Branch
M. R.J. Buchanan
M. R.J. Rocchini
M. L.W. Pommen
M. H.J. Singleton
M. N.K. Nagpal
M. L.G. Swain
M. R.N. Nordin
M. G.A. Butcher
M. P.R. Newroth

M. P.D. Warrington
M. W. Bailey

Pesticide Control Branch
M. R. Kobylnyk
Waste Management Branch
M. M.J.R. Clark

Ministry of Agriculture and Food
Veterinary Branch
M. P. Hewitt

Agricultural Engineering Branch
M. T. Van der Gulik

Ministry of Health
M. H.M. Richards

Manitoba:

Department of Environment and Workplace Safety & Health
M. M. Morelli
M. D. Williamson
M. D.J. Brown
M. K. Kjartanson

Department of Agriculture
M. W.E. Griffin

Nouveau-Brunswick:

Ministère des Affaires municipales et de l'Environnement
Direction des services de l'environnement
M. Jerry S. Choate

Ministère de la Santé et des Services communautaires
M. D. Walters
M. R.A. Hicks

Ministère du Tourisme, des Loisirs et du Patrimoine
M. W.G. Burley

Ministère des Pêches
M. K. Wilson

Ministère des Forêts, des Mines et de l'Énergie
M. W.C. Hooper

Ministère de l'Agriculture
M. R. Saintonge

Ministère du Commerce et de la Technologie
M. M. Berner

Terre-Neuve:

Department of Environment
Water Resources Division
M. W. Ullah

Memorial University
Mme M. Hooper

Nouvelle-Ecosse:

Department of the Environment
Environmental Assessment Division
M. C.L. Lin
M. A.D. Cameron

Department of Health
M. M.D. MacPhee
M. P.J. Casey

Department of Housing
M. L. Mihaly

Department of Transportation
M. J.H. Walsh

Department of Tourism
M. C.J. Way

Department of Lands and Forests
Fish and Wildlife Division
Parks and Recreation Division
M. R.P. Michaud

Department of Development
M. G.W. Reid

Department of Agriculture and Marketing
M. A.N. Montgomery

Department of Mines and Energy
M. M.A.K. Grice

Department of Municipal Affairs
M. G. Haverstock

Department of Fisheries
M. L.L. MacLeod

Nova Scotia Power Corporation
M. T.P. Toner

Ontario:

Ministry of the Environment
Water Resources Branch
M. J.G. Ralston
M. N. Bazinet
M. K. Roberts
M. G.A. Missingham
M. J. Munro

Hazardous Contaminants Co-ordinating Branch
M. E. Leggatt

Ministry of Natural Resources
Fisheries Branch
M. D.P. Dodge

Ile-du-Prince-Edouard:

Department of Community and Cultural Affairs
Water Resources Section
M. R. Francis
M. D. Jardine

Marine Environment Section
M. St. Clair Murphy

Québec:

Ministère de l'Environnement
Direction des études du milieu aquatique
Mme D. Gouin
M. M. Sinotte
M. J. Vachon

Direction de la recherche
M. H. Saint-Martin

Saskatchewan: Saskatchewan Environment
Water Pollution Control Branch
M. D. Fast
M. R. Ruggles
M. D. Nargang
M. R.R. Sentis
M. K. Lautenschlager

Coordination and Assessment Branch
M. R.E. Walker

Saskatchewan Parks and Renewable Resources
M. A.G. Appleby
M. M. Chen

Saskatchewan Agriculture
M. G. Weiterman
M. R.E. Lind
M. P.D. Rempel
M. R.J. Ford

Saskatchewan Health
M. A.G. Hazlewood

Ville de Regina
M. L.D. Schnell
M. L. Gammie

Saskatchewan Power Corporation
M. W.H. Hardiner

CSP Foods
M. G. Ullyot

Potash Corporation of Saskatchewan
M. K.W. Reid

Territoires du Nord-Ouest: Department of Renewable Resources
M. S. Lewis

Yukon: Department of Renewable Resources
M. T. McTiernan
M. S. Fuller

Ministères du gouvernement fédéral

Agriculture: Administration du rétablissement agricole des Prairies
Regina (Saskatchewan)
M. E.W. Allison

Direction générale de la recherche
Station de recherches de Lennoxville (Québec)
M. G. Barnett
M. J.L. Dionne
M. P. Flipot

Station de recherches de Ste-Foy (Québec)
M. L. Bordeleau
M. C. de Kimpe

Station de recherches de Lethbridge (Alberta)
M. G.J. Beke

Station de recherches de Regina (Sask.)
M. R. Grover

Bureau régional des Prairies
M. J.E. Knipfel

Station de recherches de Swift Current (Sask.)
M. Y. Jame

Station de recherches de Charlottetown (I.-P.-E.)
M. U.C. Gupta
M. K. Winter

Station de recherches de Summerland (C.-B.)
M. D. Stevenson

Centre de recherches zootechniques, Ottawa
M. K.J. Jenkins

Institut de recherches sur les terres, Ottawa
Mme K.D. Switzer-Howse

Direction générale de la production et de l'inspection des aliments, Ottawa
Division des pesticides
M. F.J. Cedar

Division du lait, des fruits et des légumes
M. F. Massong

Direction de l'hygiène vétérinaire
M. C. L'Ecuyer

Service canadien des forêts
M. F. Johnson

Environnement: Direction de la qualité des eaux
M. A.S. Baweja
M. P. Brooksbank
M. D.B. Carlisle
Mme B.C. Chu
M. A.R. Davis
M. G.D. Haffner
M. R.E. Kwiatkowski
M. R.C. Pierce
Mlle M.C. Taylor
Mlle K.G. Thibault
M. K.W. Thomson

Direction de la planification et de la gestion (eaux)
M. D. Scharf
M. D.M. Tate

Service de la protection de l'environnement
M. D.G. Tilden
M. G. Ross
M. D.W. Bissett
M. F.C. Duerden
M. C. Edwards
M. K.G. Hamilton
M. J. Haskill
M. B. Kelso
M. D.J. MacGregor
M. G. Sherbin
M. K. Shikaze

Direction de la qualité des eaux (Ontario)
M. C.H. Chan

Service canadien de la faune
M. K.W. Marshall

Institut national de recherche sur les eaux, Burlington
Division de l'écologie aquatique
M. B.G. Brownlee
M. B.K. Burnison

Division des contaminants environnementaux
M. R.J. Allan
M. R. Baxter
M. J.H. Carey
M. Y.K. Chau
M. K.L.E. Kaiser
M. K.R. Lum
M. R.J. Maguire
Mme A. Mudroch
M. B.G. Oliver
M. W.M.J. Strachan

Division des méthodes analytiques
M. B.J. Dutka
M. J. Lawrence

Pêches et Océans:

Institut des eaux douces, Winnipeg
Mlle S. Leonhard
M. L. Lockhart
M. D. Muir
M. B. Hunt
M. M. Stainton
Mme M. Hendzel
Mme R. York

Région du Pacifique et du Yukon
Section de la qualité des eaux
Direction des services sur le terrain
M. M. Nassichuk
M. S. Samis
M. W. Knapp

Direction de la recherche sur les pêches
M. I. Birtwell
M. H. Rogers
M. J. Servizi

Région de l'Atlantique
M. V. Zitko

Direction de la recherche sur les pêches dans les Grands lacs, Burlington
M. A.J. Niimi
M. P.T.S. Wong

Direction de la gestion de l'habitat du poisson, Ottawa
M. M. Gilbertson

Santé et Bien-être social:

Direction de l'hygiène du milieu
M. V.C. Armstrong
M. J.W.S. Jamieson
Mme M.E. Meek
Mme D.P. Meyerhof
Mme J. Sitwell
M. R.S. Tobin
M. P. Toft
Mme G.C. Wood

Expansion industrielle régionale:

Direction de la transformation des richesses naturelles
M. J.E. Cunningham
M. G. Michaliszyn

Textiles, vêtements et chaussures
M. M. Ménard

Industries

Dearborn Environmental Consulting Services
Dearborn Chemicals Co. Ltd.
Mississauga (Ontario)

Association canadienne des producteurs de pâtes et papiers
Montréal (Québec)

Association pétrolière pour la conservation de l'environnement canadien
Ottawa (Ontario)

Association canadienne des fabricants de produits chimiques
Ottawa (Ontario)

Association canadienne des cosmétiques, des produits de toilette et des parfums
Toronto (Ontario)

Association des distillateurs canadiens
Ottawa (Ontario)

Association canadienne de boissons gazeuses
Toronto (Ontario)

ANNEXE IV
FACTEURS A CONSIDERER AU MOMENT DE SE SERVIR DES RECOMMANDATIONS CANADIENNES POUR ELABORER DES OBJECTIFS DE QUALITE DE L'EAU SPECIFIQUES A UN ENDROIT

Table des matières

		Page
IV.1	INTRODUCTION	IV–1
IV.2	CARACTERISTIQUES DES SYSTEMES AQUATIQUES	IV–1
IV.2.1	Eaux lacustres	IV–1
IV.2.2	Eaux fluviales et ruisselantes	IV–2
IV.2.3	Eaux souterraines	IV–2
IV.3	CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES LOCALES	IV–4
IV.3.1	Débits et volumes	IV–4
IV.3.2	Dureté	IV–4
IV.3.3	Matières en solution et matières particulaires	IV–5
IV.3.3.1	Matières en solution	IV–5
IV.3.3.2	Matières particulaires	IV–5
IV.3.3.3	Sédiments des lits	IV–6
IV.3.4	Matières solides dissoutes totales	IV–6
IV.3.5	Métaux	IV–7
IV.3.6	Oxygène dissous	IV–8
IV.3.7	pH, alcalinité et acidité	IV–9
IV.3.8	Substances nutritives	IV–10
IV.3.9	Température	IV–11
IV.3.10	Turbidité	IV–12
IV.4	PROCESSUS INFLUANT SUR LES CONCENTRATIONS DES SUBSTANCES DANS L'EAU	IV–12
IV.4.1	Introduction	IV–12
IV.4.2	Complexation	IV–12
IV.4.3	Dégradation microbienne	IV–13
IV.4.4	Echange ionique	IV–14
IV.4.5	Hydrolyse	IV–15
IV.4.6	Oxydation-réduction	IV–15
IV.4.7	Photolyse et phototransformation	IV–16
IV.4.8	Précipitation et coprécipitation	IV–17
IV.4.9	Solubilité	IV–18
IV.4.10	Sorption	IV–18
IV.4.11	Volatilisation	IV–19
IV.5	FACTEURS MODIFIANT LA TOXICITE ENVERS LES ORGANISMES AQUATIQUES	IV–19
IV.5.1	Effets des facteurs abiotiques sur la vie aquatique	IV–20
IV.5.1.1	Température	IV–20
IV.5.1.2	Oxygène dissous	IV–20
IV.5.1.3	Concentration d'ions hydrogène	IV–20
IV.5.1.4	Matières particulaires	IV–20
IV.5.2	Exposition	IV–21
IV.5.3	Effets	IV–21
IV.5.4	Mécanismes de la toxicité	IV–22
IV.5.5	Importance des membranes	IV–22
IV.5.6	Bioaccumulation	IV–22
IV.5.7	Bioamplification	IV–23
IV.5.8	Biotransformations	IV–23
IV.5.9	Effets sur la structure des communautés	IV–24
IV.6	BIBLIOGRAPHIE	IV–24

ANNEXE IV
FACTEURS A CONSIDERER AU MOMENT DE SE SERVIR DES RECOMMANDATIONS CANADIENNES POUR ELABORER DES OBJECTIFS DE QUALITE DE L'EAU SPECIFIQUES A UN ENDROIT

IV.1 INTRODUCTION

Les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada fournissent des renseignements scientifiques de base sur la qualité des eaux, qui permettent d'évaluer les questions actuelles et éventuelles sur l'eau et d'élaborer des objectifs de qualité des eaux pour des endroits spécifiques.

La qualité des eaux est affectée de diverses façons par les variations locales des conditions physiques, chimiques et biologiques. L'évaluation de l'environnement fait intervenir la mesure d'un paramètre dans un ou plusieurs milieux (p. ex. eau, sédiments, biote) ou la mesure de ses effets afin de déterminer les recommandations à émettre pour en limiter l'exposition (UNEP 1985). Les évaluations de l'environnement permettent de comparer et d'interpréter les renseignements à long terme obtenus sur les conditions de qualité des eaux ambiantes et sur leurs variations. Ces renseignements servent aussi, en plus des directives et des conditions décrites dans les recommandations pour chaque utilisation de l'eau, à formuler des objectifs de qualité des eaux propres à l'endroit envisagé. Les objectifs servent de référence pour évaluer et interpréter les variations de la qualité de l'eau et leurs répercussions sur les utilisations de l'eau. Ils servent aussi à concevoir des évaluations du milieu en réponse à des craintes particulières.

Plusieurs des recommandations énoncées dans les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada seront modifiées au moment de s'en servir pour formuler des objectifs de qualité des eaux, de façon à tenir compte de variations des paramètres spécifiques à l'endroit. Les recommandations ne devraient donc pas être considérées comme faisant foi de loi dans l'ensemble du pays en ce qui a trait à la qualité des eaux. Pour s'en servir, il faut comprendre les caractéristiques chimiques, physiques et biologiques du plan d'eau visé ainsi que le comportement d'une substance lorsqu'elle pénètre dans le milieu aquatique.

La discussion qui suit met en évidence certains des facteurs influant sur l'application des présentes recommandations soit: (1) les caractéristiques des eaux lacustres, fluviales et souterraines; (2) les effets des conditions environnementales locales sur la qualité de l'eau; (3) les processus influant sur les substances de l'eau; et (4) les facteurs modifiant la toxicité envers les organismes aquatiques.

La présentation d'une revue détaillée ou complète de tous les renseignements touchant l'application des recommandations dépasse la portée du présent document dont l'objet est de permettre au lecteur de mieux apprécier les interactions chimiques, physiques et biologiques complexes ayant cours dans les eaux lacustres, fluviales et souterraines et influant sur l'utilisation des recommandations et sur la mise au point d'objectifs de qualité des eaux. Tous les facteurs ne s'appliqueront pas dans une situation donnée: les usagers du présent document sont vivement encouragés à rechercher la justification de chaque recommandation et à consulter des spécialistes dans le domaine de la qualité des eaux.

IV.2 CARACTERISTIQUES DES SYSTEMES AQUATIQUES

IV.2.1 Eaux lacustres

Les lacs possédant des décharges de surface peuvent être considérés comme des bassins de rétention et de mélange pour les cours d'eau où ils se déversent. Le temps de rétention de l'eau dans un lac permet à la sédimentation et aux réactions lentes de se poursuivre davantage que dans les réseaux fluviaux (Hem 1985).

Dans la plupart des lacs des zones tempérées, il s'établit une stratification saisonnière. Au cours de l'hiver, les lacs sont recouverts de glace et l'eau peut devenir stagnante, sa température étant de 0 °C immédiatement sous la glace et, uniformément, de 4 °C (ou un peu plus) en profondeur. Après la débâcle, l'action du vent à la surface de l'eau provoque un mélange (homogénéisation printanière) de l'ensemble de la masse d'eau. Le lac devient isotherme et chimiquement homogène (Birge et Juday 1921).

Au printemps, l'énergie calorifique est absorbée par les couches supérieures du lac. Le vent constitue la principale source d'énergie répartissant la chaleur dans le lac. Il produit des courants qui déplacent les eaux de surface. Il s'établit un contre-courant sous la surface provoquant l'échange de chaleur. Dans les lacs suffisamment profonds, il se forme une couche limite (thermocline), par suite des gradients de densité dus à l'accumulation de chaleur, entre la couche superficielle mélangée (épilimnion) et la masse d'eau sous-jacente (hypolimnion) qui est plus froide et moins mélangée (Birge 1910).

A l'automne, l'arrivée de températures plus froides entraîne des changements de densité de l'eau et une déstratification thermique. Vers la fin de l'automne, l'eau commence à redevenir isotherme et le lac est mélangé de nouveau (homogénéisation automnale).

La biologie d'un lac dépend beaucoup de la thermocline qui constitue une barrière au déplacement de l'oxygène dissous, des solutés et des toxiques ainsi qu'à la distribution de chaleur entre l'épilimnion et l'hypolimnion (Reid et Wood 1976). La photosynthèse se fait principalement, mais non pas exclusivement, dans les couches supérieures d'un lac (couches trophogènes). Les facteurs régissant le processus dépendent des espèces de phytoplancton présentes, de la pénétration de la lumière, de la disponibilité des substances nutritives, de la température et de l'interaction entre les divers besoins du phytoplancton.

Les matières organiques produites par l'activité de photosynthèse décantent de la zone trophogène et pénètrent dans la couche tropholytique profonde. Ce déplacement entraîne dans les eaux hypolimnétiques une perte d'oxygène dissous due à la biodégradation. L'oxydation chimique des matières organiques influe aussi sur les concentrations d'oxygène dissous (Kwiatkowski 1984). La thermocline constitue une barrière empêchant le déplacement des gaz dissous entre l'épilimnion et l'hypolimnion. Lorsque l'apport en oxygène est important relativement à celui en matières organiques, l'hypolimnion demeure oxygéné. Par contre, si la teneur en oxygène est basse, l'hypolimnion peut devenir anaérobie. Dans ces conditions, la communauté biologique (benthos, zooplancton, bactéries, poissons) et la chimie de l'eau sont atteintes (p. ex. accumulation de matières inorganiques, libération de substances nutritives et sorption de métaux) (Connell et Miller 1984).

Les termes oligotrophe, mésotrophe et eutrophe décrivent la productivité biologique d'un lac. Les eaux oligotrophes sont celles ayant une basse teneur en substances nutritives et une faible activité biologique, et les eaux mésotrophes, celles ayant une productivité moyenne. Le terme eutrophe s'applique à des eaux très productives ayant des teneurs élevées en substances nutritives (Drever 1982; Waite 1984). L'eutrophisation entraîne une augmentation de la population de certaines espèces de phytoplancton, de la turbidité et de la couleur des eaux; elle provoque une diminution de la teneur en oxygène dissous par suite de la mort et de la décomposition des plantes aquatiques (Connell et Miller 1984).

Le régime hydraulique de plusieurs lacs est régi par leurs tributaires, qui forment un lien à la fois géochimique et biologique entre eux et leur bassin versant. L'influence des tributaires sur les conditions lacustres est fonction de leur débit par rapport au bilan hydrologique du lac et du degré de mélange des eaux affluentes aux eaux lacustres. Les eaux affluentes ont tendance à se retrouver dans le lac à la profondeur où les eaux ont la densité la plus voisine de la leur, qui varie selon la température et la teneur en matières dissoutes et en matières en suspension (Frevert 1985). Ces échanges diffèrent selon la saison à cause des effets de la stratification lacustre. Dans les lacs ayant un faible taux de renouvellement, la composition chimique est modifiée aussi par la précipitation et par le taux d'évapotranspiration.

IV.2.2 Eaux fluviales et ruisselantes

Le caractère des fleuves, des rivières et des ruisseaux est déterminé par la vitesse du courant, qui dépend de la largeur, de la profondeur et de la pente du cours d'eau, de la rugosité du lit ainsi que de son débit, lequel est sujet à des fluctuations saisonnières. La vitesse du courant joue un rôle primordial sur la répartition des matières en solution, sur la quantité de sédiments (limon, sable, argile et matières organiques) en suspension et en voie de décantation, sur la composition du lit et sur le développement, la répartition et la stabilité du biote (Reid et Wood 1976).

Le transport des matières dans l'eau se fait surtout par advection et par dispersion. L'advection est le processus de transport de matières en solution ou de matières particulaires fines à la vitesse du courant dans le sens longitudinal, latéral ou vertical. La dispersion est le processus de mélange de ces substances dans la colonne d'eau (Neely et Blau 1985b). Les matières plus denses subissent l'effet du courant mais leur transport est modifié par un autre phénomène, la sédimentation. La turbulence des eaux vives n'est pas uniforme; elle contribue fortement à l'instabilité des sédiments de fond.

La teneur des eaux vives en substances chimiques varie grandement d'une région à l'autre; elle reflète la géographie locale, les effets saisonniers et l'importance du ruissellement et des processus biologiques (Bowen 1979). La concentration, la composition et la distribution longitudinale des matières solides en solution diffèrent dans les eaux fluviales par rapport aux eaux lacustres, vu les différences du volume d'eau et du rapport surface-volume et parce que le mélange des eaux y dépend des fluctuations de débit plutôt que de la stratification (Horne 1978).

La température des cours d'eau est déterminée par des facteurs tels que la couverture végétale, la vitesse du courant, le volume, la profondeur et l'origine de l'eau ainsi que des variations saisonnières et quotidiennes. Il est rare que les eaux fluviales soient stratifiées thermiquement à la verticale, en grande partie parce que des courants de turbulence assurent un bon mélange dans cette direction (Hynes 1970).

L'oxygénation des eaux vives est due principalement à l'aération et à la photosynthèse. La période du jour, la saison, la vitesse du courant, la morphologie du lit, la température et des facteurs biologiques font varier la contribution de chacune de ces sources d'oxygène. Le taux d'aération des fleuves et des rivières est, en grande partie, déterminé par la température, le degré de turbulence et la profondeur, et la demande en oxygène. Le rejet de matières organiques fait diminuer la teneur en oxygène dissous en provoquant une augmentation de la respiration microbienne. La réaération se produit par adsorption de l'oxygène atmosphérique à l'interface air-eau. En conditions moins turbulentes, qui laissent aux algues et aux plantes supérieures la possibilité de produire de l'oxygène, la contribution de la photosynthèse aux teneurs en oxygène dissous est plus remarquable. Les processus de photosynthèse sont cependant soumis à des fluctuations diurnes et saisonnières (Reid et Wood 1976).

IV.2.3 Eaux souterraines

Les eaux souterraines se rencontrent sous la nappe phréatique dans les formations géologiques perméables (aquifères). La réalimentation se fait par percolation des précipitations, de l'eau d'irrigation et de l'eau d'épandage, par infiltration des eaux fluviales et lacustres, et par l'alimentation des puits de recharge. Les eaux souterraines ressortent naturellement sous forme de sources ou d'infiltrations dans les cours d'eau, les étangs ou les lacs (U.S. Department of the Interior 1981; Matthess 1985).

Les eaux souterraines coulent dans des formations géologiques perméables dites aquifères qui se divisent en trois types: les formations poreuses, les formations fissurées et les formations karstiques. Dans les formations poreuses (p.ex. le sable et le gravier), les eaux souterraines s'écoulent à travers un réseau complexe d'interstices. La vitesse d'écoulement varie entre un et quelques mètres par jour. Dans les roches fissurées, l'eau se déplace à travers les failles, les fissures et les

crevasses. Dans les roches karstiques (p. ex. les calcaires et les dolomies), les failles s'élargissent par dissolution et la vitesse d'écoulement varie de 1 $m \cdot j^{-1}$ jusqu'à des dizaines ou des centaines de mètres par jour. La vitesse d'écoulement dans les différentes couches des formations aquifères et l'importance de ces formations influent sur le temps de séjour des eaux souterraines (Matthess 1985).

Le réseau des eaux souterraines se subdivise en zones saturées et insaturées. Dans la zone saturée située sous la nappe phréatique, les vides des formations géologiques sont comblés par les eaux souterraines dont le déplacement est surtout régi par la gravité. Dans la zone insaturée, ces vides sont remplis en partie d'air et en partie d'eau. Une portion de cette eau est liée à la surface des matières solides par adhésion; par contre, une autre portion, qui est retenue par la tension superficielle, se déplace par capillarité. L'épaisseur de la zone insaturée dépend du climat ambiant et de la topographie. Par exemple, dans les terres basses et sous un climat humide, les eaux souterraines peuvent se retrouver à la surface ou seulement à quelques centimètres de profondeur; par contre, dans les zones arides ou montagneuses, la zone insaturée peut avoir une épaisseur atteignant des centaines de mètres (Matthess 1985).

L'écoulement de l'eau dans la zone insaturée se fait surtout à la verticale, de la surface vers le bas. Six propriétés, du domaine de l'hydraulique et du transport de masse, influent sur le déplacement de l'eau et des solutés qu'elle contient.

1. La conductivité hydraulique (une mesure de la perméabilité du milieu) du sol ainsi que le gradient hydraulique déterminent la vitesse de déplacement de l'eau (FAO 1979; Todd 1980). Certaines propriétés des sols (p.ex. les dimensions et la continuité des vides, la sinuosité des fissures et la teneur en eau) ont une grande influence sur la conductivité hydraulique. Dans les sols saturés bien agrégés ou de texture grossière, les vides ont tendance à être continus et le sol a une conductivité hydraulique élevée. Dans les sols insaturés, la conductivité hydraulique diminue en même temps que la teneur en eau.
2. La teneur en eau d'un sol indique le volume relatif de sol occupé par l'eau. Lorsque le sol est saturé, l'eau en occupe tous les vides et la teneur en eau correspond à la porosité.
3. Les proportions du volume actif et du volume inactif des vides influent sur l'importance relative du déplacement de l'eau. Les sols renfermant des vides importants laissent passer l'eau facilement; par contre, lorsque les vides sont petits et isolés, l'eau doit y pénétrer par diffusion moléculaire.
4. L'hétérogénéité du sol influe sur la répartition des vides selon leur dimension et provoque aussi des variations du profil d'humidité et de la conductivité hydraulique qui, pour sa part, influe sur le déplacement de l'eau.
5. Les conditions limites entre les zones saturées et insaturées jouent en tout temps sur le déplacement de l'eau vers le haut ou vers le bas. Dans les zones humides, par exemple sous les quelques premiers centimètres de sol, l'eau se déplace principalement vers le bas. Par contre, dans les régions arides, pendant les périodes de forte évapotranspiration, l'eau a tendance à se déplacer vers le haut (FAO 1979).
6. Dans les sols insaturés, il s'établit d'abord une frontière bien définie entre la solution qui séjourne et celle qui la déplace. Il s'établit rapidement une zone de transition où la concentration du soluté varie de nulle jusqu'à la concentration initiale de la solution. A mesure que le temps s'écoule, la frontière entre les deux solutions devient plus diffuse. On donne le nom de diffusion hydrodynamique des solutés à ce phénomène (Freeze et Cherry 1979; FAO 1979; Neely et Blau 1985a).

Dans la zone saturée, le déplacement de l'eau est modifié par plusieurs facteurs agissant sur son écoulement dans la zone aérée. Il se produit des variations temporelles de la conductivité hydraulique dues aux facteurs physiques, chimiques et biologiques modifiant l'écoulement de l'eau, dont: (1) la concentration et la composition des solutés en solution dans le sol; (2) la température; (3) les modifications de la structure et de la densité apparente du sol; (4) la quantité d'air fixé; et (5) l'activité microbienne (Neely et Blau 1985a).

La qualité de l'eau souterraine est déterminée par des facteurs environnementaux tels que la géologie, la couverture au sol, les variations saisonnières des vitesses de réalimentation et d'écoulement, et plusieurs facteurs influant sur l'écoulement de l'eau (Freeze et Cherry 1979; Matthess 1985). Il est important de comparer la vitesse d'écoulement de l'eau à la durée des processus chimiques et biologiques. Lorsque la cinétique d'équilibre chimique est beaucoup plus rapide que la vitesse d'écoulement dans le réseau, les variations de courant n'ont aucun effet sur l'hydrochimie. Par contre, lorsque cette cinétique est lente par rapport au courant, le temps de séjour dans le réseau devient important (Schwartz et Domenico 1983).

Le transport des gaz dans les zones saturées et insaturées est fonction de la diffusion. Dans la zone saturée, il dépend aussi de la dispersion de l'écoulement et, dans la zone insaturée, de la température ambiante et de la pression atmosphérique. Le bilan entre le taux de réalimentation en oxygène et le taux de consommation d'oxygène détermine si les eaux souterraines sont en conditions anaérobies ou en conditions aérobies (Matthess 1985).

Des procédés comme la dissolution-précipitation, l'oxydation-réduction, la complexation et la sorption agissent aussi sur la qualité des eaux souterraines. Les processus de dissolution modifient la concentration des matières solides en solution en fonction de l'abondance et de la solubilité de chaque substance, de la nature de l'interface solide-eau et du temps de contact. Dans les eaux souterraines, les conditions d'oxydo-réduction dépendent de la décomposition des substances organiques, qui est principalement responsable de la consommation d'oxygène, et de l'oxydation des substances inorganiques réduites (p. ex. Fe^{2+}, Mn^{2+}, S et NH_4^+). Dans l'aquifère, il peut se former des zones d'utilisation séquentielle des espèces oxydées (p. ex. O_2, NO_3) où la teneur en carbone organique dissous réduit dépasse la concentration d'oxygène dissous. La précipitation, la complexation et la sorption sont des réactions qui dépendent des conditions ayant cours dans les lieux où les eaux souterraines s'écoulent (Freeze et Cherry 1979; Matthess 1985).

Des fuites venant des fosses septiques, des terrains où se fait l'épandage des effluents d'eau d'égout et des dépotoirs à

ordures ménagères et à déchets industriels peuvent contaminer les eaux souterraines. Le temps écoulé et la distance parcourue ainsi que des processus tels que la filtration, la sorption, l'échange ionique, la précipitation, la décomposition microbienne et la dilution font varier les concentrations de polluants dans les eaux souterraines. Le taux d'atténuation de la pollution dépend du type de pollution et des conditions hydrogéologiques locales (Todd 1980). Un des aspects importants de la pollution des eaux souterraines est qu'elle peut être à l'origine d'inquiétudes à long terme, étant donné la lenteur des réactions de dissolution et d'échange et la faible fréquence de renouvellement de ces eaux (Blair 1974).

IV.3 CONDITIONS ENVIRONNEMENTALES LOCALES

IV.3.1 Débits et volumes

Le déplacement des matières dans l'eau se fait au rythme de diffusion et de dispersion caractéristique de chaque plan d'eau ou de chaque masse d'eau qu'il renferme (Golterman et coll. 1983). Les substances en solution se déplacent à la vitesse de l'eau alors que les matières colloïdales et les matières particulaires sont soumises à d'autres processus de transport tels que la sédimentation ou la remise en suspension.

Le déplacement des matières dans l'eau se fait par advection et par dispersion. L'advection est le déplacement des matières en solution ou des matières particulaires fines à la vitesse du courant dans toutes les directions. La dispersion est le processus de mélange de ces substances dans la colonne d'eau. Le transport des substances en solution se fait surtout par advection dans les ruisseaux, les rivières et les fleuves et par dispersion dans les lacs. Le flux de masse des substances en solution va des zones à concentrations élevées aux zones à concentrations faibles (Neely et Blau 1985b).

Les modèles mathématiques utilisés pour prévoir la qualité de l'eau tiennent compte dans leurs estimations des effets du débit sur de nombreux paramètres physiques, chimiques et biologiques. Le débit de plusieurs de rivières suit une périodicité annuelle moyenne reliée aux saisons. Les hydrogrammes renferment des renseignements importants sur les variations du débit et permettent d'identifier les périodes critiques. Pour faire l'analyse quantitative des problèmes de pollution, il est important de mesurer le débit des cours d'eau, car il influe sur la capacité de dilution des eaux fluviales. En période de crue, l'augmentation de la turbulence entraîne, par exemple, une meilleure aération naturelle. En période d'étiage, la dilution est moins forte et les sédiments se déposent sur le fond des fleuves et des rivières avec tous les polluants adsorbés. Dans les rivières importantes peu profondes où la vitesse du courant est assez faible, les processus naturels de mélange peuvent être réduits et la composition chimique peut devenir hétérogène. En outre, des courants parallèles ayant une composition chimique différente peuvent apparaître en aval du confluent de la rivière et d'un tributaire ou de l'endroit où des déchets se déversent dans la rivière (IHP 1982). Le cycle des pluies ou du ruissellement, dont la période est longue, peut entraîner des variations à long terme de la concentration des eaux de surface; des variations saisonnières de débit sont à prévoir lorsque les taux de ruissellement, d'évaporation et de transpiration varient. Lorsque surviennent des crues éclair ou que l'homme régularise le débit d'un cours d'eau, il peut y avoir des variations quotidiennes et horaires. La mesure de la qualité de l'eau donne donc des valeurs variables sensibles à des écarts locaux et à des variations temporelles (U.S. General Accounting Office 1981).

Le volume d'eau influe sur la concentration des substances chimiques (effet de dilution) et les processus physiques tels que la dispersion latérale et longitudinale, le mélange, la suspension et la sédimentation (Golterman et coll. 1983). Dans les fleuves et rivières, la variation du débit de base en fonction du temps modifie l'importance relative des autres sources d'apport comme les eaux souterraines et les eaux de ruissellement (Hem 1985). Les variations sérieuses de volume modifient la morphologie du canal et la composition du substrat (conditions chimiques et processus physiques). Les répercussions qu'ont chacun des tributaires sur les conditions d'un lac dépendent de leur débit par rapport au bilan hydrologique de ce lac et de l'importance du mélange des eaux arrivantes avec les eaux lacustres. Dans les lacs, le mélange à la verticale ne se fait pas de la même façon que dans les fleuves et les rivières, car il est limité par une stratification chimique et thermique (Neely et Blau 1985b).

L'intensité des variations de courant détermine l'existence et la répartition de beaucoup d'organismes aquatiques en grande partie par ses effets sur l'alimentation et la respiration. Pour certaines espèces, l'alimentation et l'apport en oxygène nécessaire dépendent du courant (Macan 1974). Les changements de vitesse du courant peuvent aussi modifier le lit du cours d'eau, bouleverser l'habitat des macro-invertébrés et altérer la productivité et la diversité des communautés aquatiques ainsi que leur composition par espèces.

IV.3.2 Dureté

La dureté de l'eau d'un plan d'eau est déterminée en grande partie par la teneur en sels de calcium et de magnésium. La présence d'autres constituants comme le fer, le manganèse et l'aluminium peut y contribuer; cependant la concentration de ces corps n'est habituellement pas appréciable (Wetzel 1975). La dureté est généralement exprimée en équivalent de carbonate de calcium ($CaCO_3$); elle varie selon les conditions locales. La dureté est un indicateur du type d'eau, de son pouvoir tampon et de sa productivité. Par exemple, en présence d'une roche de fond carbonatée, les eaux sont habituellement "dures" et ont tendance à renfermer de fortes concentrations de bicarbonate (HCO_3^-) et de carbonate (CO_3^{--}) ainsi qu'un pH élevé (McNeely et coll. 1980; Borgmann 1983).

A mesure que la teneur en ion calcium d'un plan d'eau diminue, son pouvoir tampon diminue aussi. Les plans d'eau à faible teneur en calcium sont plus sensibles à une augmentation de la concentration d'ions hydrogène, provoquée par l'apport d'acides, et aux changements des propriétés physiques et chimiques qui en résultent dans le système (O'Donnel et coll. 1985; Borgman 1983).

Certaines données permettent de supposer que les eaux dures diminuent la toxicité de plusieurs métaux envers la faune aquatique par formation de complexes carbonatés et par l'antagonisme provoqué par le calcium (U.S. EPA 1973). Les études effectuées sur le cuivre permettent d'illustrer la

relation complexe et équivoque entre la dureté, le pH et l'alcalinité. D'après certains rapports, les espèces ioniques de ce métal, ainsi que ses hydroxydes ionisés, sont très toxiques; cependant, les carbonates, qui ne sont pas ionisés, peuvent ne pas être toxiques. Lorsque l'alcalinité de l'eau change, sans modification de sa dureté, la toxicité varie. De plus, pour une dureté donnée, les espèces métalliques toxiques sont plus nombreuses à un pH élevé qu'à un pH inférieur (Sprague 1985).

IV.3.3 Matières en solution et matières particulaires

Pour fins de traitement, les matières sont divisées en matières en solution et en matières particulaires soit, dans l'ordre, celles qui traversent un filtre à pores de 0,45 µm et celles qui ne le traversent pas (Drever 1982). Chacune de ces classes comprend des matières tant organiques (p. ex. protéines, graisses, glucides et composés apparentés et leurs produits de dégradation; organismes vivants; organismes morts; détritus; acides humiques et fulviques; substances colloïdales) qu'inorganiques (p. ex. minéraux en suspension, particules rocheuses, argiles) (Golterman 1975; Pagenkopf 1978; Drever 1982).

IV.3.3.1 Matières en solution

Les matières organiques et inorganiques en solution ont un rôle de première importance sur la fixation des métaux et des autres cations et sur la productivité des eaux (c.-à-d. sur la disponibilité des micronutriments et sur la capacité de les assimiler) (Wetzel 1975).

La formation de complexes fait intervenir la combinaison de cations (p. ex. ions métalliques) avec des molécules ou des anions renfermant des doublets électroniques libres (ligands) (Stumm et Morgan 1970; Wetzel 1975). Parmi les ligands inorganiques simples, citons: OH^-, Cl^-, SO_4^{2-} et les carbonates. Dans l'eau, la formation de complexes entre les métaux traces et les ligands organiques [p. ex. éthylénediaminetétracétate (EDTA), et les acides nitrilotriacétate (NTA), humiques et fulviques] augmente la concentration de métal soluble total. La formation de complexes se fait de préférence avec certains métaux qui sont en compétition entre eux pour fixer les agents complexants de l'eau, en particulier les matières organiques (Pagenkopf 1978). La proportion d'ions métalliques chélatés par les matières organiques est fonction du pouvoir de liaison des composés organiques, du rapport agent chélatant-ions métalliques, de la constante de stabilité des chélates formés avec divers ions ainsi que de la température, de la concentration d'ions hydrogène et enfin, de la concentration et de la force ionique des divers anions (Wetzel 1975). La formation de complexes avec les matières en solution peut entraîner dans l'eau des concentrations totales de métaux supérieures aux prévisions, qui sont plus ou moins biodisponibles, selon les conditions locales (Drever 1982).

IV.3.3.2 Matières particulaires

La plupart des matières particulaires dans l'eau sont des particules trop petites pour se déposer rapidement, même en eau calme. Les matières particulaires en suspension influent sur la transparence et la température de l'eau, sur la pénétration de la lumière, sur les constituants en solution dans les eaux de surface, sur l'adsorption des substances toxiques et sur la composition, la répartition et le taux de sédimentation des matières (U.S. EPA 1973).

Les particules en suspension peuvent nuire à la pénétration de la lumière de sorte que la majeure partie de l'absorption de l'énergie solaire se fait au voisinage de la surface. Comme l'eau de surface est plus chaude, (1) sa densité diminue, ce qui a pour effet de stabiliser la colonne d'eau et de ralentir ou d'empêcher le mélange à la verticale; et (2) le transfert d'oxygène de l'air vers l'eau peut diminuer. Ces deux processus réduisent le taux de transfert de l'oxygène vers le bas à divers degrés dans les eaux stagnantes ou les eaux lentes (U.S. EPA 1973).

Le transport et la distribution des particules dépend surtout de la vitesse d'écoulement de l'eau et de la vitesse relative des particules par rapport à l'eau. Les métaux et les substances nutritives en solution suivent le mouvement de l'eau; par contre, les matières particulaires ont une densité supérieure à celle de l'eau et, par conséquent, leur vitesse nette de transport est moindre et dépend de la taille des particules, des densités relatives et du mouvement de l'eau (Pagenkopf 1978).

Les particules en suspension ont une grande superficie, d'où divers effets de surface (Connell et Miller 1984). Les propriétés physiques et chimiques de ces particules (p. ex. distribution, signe et intensité de la charge électrique superficielle) sont importantes quand il s'agit d'évaluer leur comportement envers les solutés de l'eau (Hem 1985).

Les cations, les anions et les composés organiques peuvent s'adsorber à la surface des particules et y être maintenus solidement (Connell et Miller 1984). Les fractures de particules inorganiques en contact avec l'eau peuvent s'hydrater et les molécules d'eau adsorbées peuvent se dissocier. La libération de H^+ laisse une charge superficielle négative et la libération de OH^-, une charge superficielle positive. Ces charges superficielles sont à l'origine de la sorption électrostatique ou de la formation de complexes. Les substances organiques peuvent aussi se sorber à la surface des matières inorganiques et en modifier les propriétés (Pagenkopf 1978).

Les vitesses d'adsorption sont rapides: en général, 50 % de l'adsorption maximale se fait en quelques minutes et l'adsorption est maximale après 30 minutes. Les vitesses de désorption sont beaucoup plus lentes. Ces deux vitesses dépendent des propriétés chimiques du métal et de la nature de la surface adsorbante (Pagenkopf 1978). Ces processus sont influencés par la concentration et la force ionique des divers anions et la capacité liante des particules. Ils le sont aussi par les conditions physiques et chimiques locales (Stumm et Morgan 1970; Wetzel 1975).

Le pH a une influence marquée sur l'adsorption des ions métalliques sur les surfaces solides. La sorption des ions métalliques augmente dans un intervalle restreint de pH qui coïncide souvent avec l'intervalle d'hydrolyse de la plupart des métaux en solution. Dans cet intervalle de pH, la charge superficielle nette peut être inversée si la concentration d'ions métalliques est grande par rapport à l'aire de la surface exposée. Comme le pH de la plupart des eaux naturelles varie entre 6,5 et 8,5, les ions métalliques qui s'hydrolisent à un pH inférieur à

8,5 sont adsorbés de façon préférentielle. Il existe, par exemple dans les publications, de bonnes descriptions des variations de solubilité et de disponibilité du fer et du cuivre par suite de la formation de complexes avec certaines molécules organiques (Wetzel 1975; Sprague 1985).

Les particules colloïdales jouent un rôle important dans les processus de sorption et de fixation. L'échange ionique entre les colloïdes argileux et le métal et la sorption des métaux sur les oxydes hydratés et sur les colloïdes composés d'acides humiques et d'argiles sont deux processus ayant un rôle important dans la détermination des concentrations d'ions métalliques dans l'eau. Les argiles sont caractérisés par des particules ayant une grande aire de surface, une capacité d'échange ionique, une charge superficielle négative élevée et une petite taille. Les processus réels de concentration des substances par les minéraux argileux ne sont pas bien compris; des études ont cependant montré qu'ils dépendent de facteurs comme la valence et la concentration des constituants, le type d'argile, le pH de l'eau ainsi que la nature et la concentration des substrats en compétition (Forstner et Wittmann 1979). Jenne (1976) laisse entendre que le principal rôle des minéraux argileux dans la concentration des métaux est de servir de substrats sur lesquels se font la précipitation et la floculation des matières organiques et des oxydes de fer et de manganèse hydratés. Ce sont donc les matières qui recouvrent les argiles qui attirent les métaux traces plutôt que les argiles elles-mêmes. Dans l'intervalle de pH allant de pH 6,5 à 8,5, la surface des particules d'argile est habituellement négative et les cations (p. ex. H^+, K^+, Na^+, NH_4^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}) s'y sorbent. La sorbtion n'est pas permanente et les cations sont constamment échangés avec d'autres cations (Babich et Stotzky 1983). Par exemple, la plupart du fer présent dans les eaux naturelles l'est sous forme de suspension d'hydroxyde ferrique ($Fe(OH)_3$). Sous certaines conditions, il peut se former un précipité de particules très fines de $Fe(OH)_3$ ayant des propriétés colloïdales. Ces particules possèdent habituellement une charge superficielle positive et peuvent donc attirer les ions en solution, les particules d'argile chargées négativement, les colloïdes organiques, etc. Ces particules forment un agrégat neutre qui se décante. Les ions métalliques, par exemple ceux du cuivre, peuvent être adsorbés sur le précipité de $Fe(OH)_3$ et coprécipiter avec lui (Wetzel 1975).

IV.3.3.3 Sédiments des lits

Les sédiments des lits ont des répercussions sur la qualité de l'eau, qui varient selon les conditions locales et la nature chimique des sédiments. Les mécanismes de sorption, le potentiel d'oxydo-réduction et l'activité des bactéries, des champignons, du périphyton, du plancton et des invertébrés influent sur les échanges à l'interface sédiments-eaux. La vitesse de ces processus est fonction des coefficients de diffusion locaux et des conditions environnementales affectant les réactions chimiques (Wetzel 1975).

Lorsque les sédiments sont déposés, les matières organiques qu'ils renferment constituent un substrat permettant la croissance bactérienne; elles sont aussi responsables d'un potentiel d'oxydo-réduction faible (Golterman 1975). Les sédiments sont une zone clé pour les transformations biogéochimiques. Le taux de désoxygénation des sédiments peut être élevé à cause de l'activité microbienne (dont l'intensité est maximale à l'interface sédiments-eaux), de la demande chimique due à la diffusion et des formes réduites des éléments inorganiques (p. ex. Fe^{2+}, Mn^{2+}) libérées par la décomposition biotique dans les sédiments (Wetzel 1975).

Lorsqu'un métal est parvenu au lit des sédiments, il peut cependant être remis en circulation par des processus physiques (p. ex. turbulence de l'eau) et chimiques (p. ex. augmentation de la salinité, abaissement du pH, lessivage par des acides organiques) et se retrouver libre dans la colonne d'eau (Golterman et coll. 1983). Dans des conditions hydrologiques changeantes (p. ex. ruissellement printanier, grosses tempêtes), un problème local de pollution peut se répandre et avoir des répercussions environnementales importantes (Horowitz 1985).

Une des principales raisons de s'inquiéter de l'activité microbienne est la transformation des composés métalliques inorganiques en molécules organiques par des processus oxydatifs et réductifs à catalyse enzymatique. La formation de composés méthylés de l'arsenic, du plomb, du mercure, du sélénium et de l'étain constitue, par exemple, une des façons de libérer des substances toxiques dans l'environnement. La vitesse de méthylation est intimement reliée à l'activité microbienne. Il semble que la méthylation se fasse près de l'interface sédiments-eaux et sur les matières particulaires en suspension (Golterman et coll. 1983).

L'accumulation des métaux lourds (Hg, Cd, Pb, Cu, As) dans le réseau alimentaire soulève de nombreuses préoccupations. Comme la majorité des métaux sont associés au limon et aux argiles, ils commencent à s'accumuler dans le réseau alimentaire chez le zooplancton filtreur (Golterman 1975).

La quantité de substances nutritives libérées des sédiments est un facteur important pour déterminer la trophie (productivité biologique et distribution de l'oxygène) d'un plan d'eau (Drever 1982). Par exemple, l'échange de phosphore entre les sédiments et l'eau joue un rôle important sur la disponibilité globale du phosphore dans les eaux naturelles. Les principaux facteurs régulateurs de ce processus sont la capacité des sédiments de retenir le phosphore, les conditions locales des eaux sus-jacentes (conditions d'oxydo-réduction, pH et concentrations des autres substances) et les microorganismes qui, dans les sédiments, modifient l'équilibre d'échange et influent sur le transfert du phosphore (Wetzel 1975; Golterman 1975). Une proportion importante du phosphore est adsorbée sur l'hydroxyde ferrique et les oxydes ferriques qui, lorsque le potentiel d'oxydo-réduction est faible, se dissoudent et libèrent le phosphore. Les concentrations de phosphore en solution sont habituellement minimales à pH 5-7 (Connell et Miller 1984).

IV.3.4 Matières solides dissoutes totales

L'expression matières solides dissoutes totales (MDT) est l'expression générique désignant la concentration des matières en solution dans l'eau. Parmi les principaux ions présents dans l'eau, citons les anions carbonate, bicarbonate, chlorure, sulfate, phosphate et nitrate, et les cations calcium, magnésium, sodium, potassium et fer. La plupart de ces constituants sont essentiels aux processus vitaux; pour des ren-

seignements plus détaillés sur chacun d'entre eux, se référer au chapitre 6.

La présence et l'abondance des MDT dans un plan d'eau sont en grande partie régies par des facteurs comme la composition chimique de l'eau des tributaires, de l'eau de ruissellement et de l'eau d'infusion souterraine, la géochimie du bassin versant, les précipitations atmosphériques, les effluents d'origine anthropique et les processus biologiques et chimiques. La concentration et les proportions relatives des MDT sont soumises à des variations spatio-temporelles (Wetzel 1975).

Les principaux ions composant les MDT se divisent en deux catégories: les ions persistants, par exemple Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+} et Cl^{-}, dont la concentration subit des fluctuations assez mineures dues à l'utilisation biologique ou à des modifications du milieu qui sont d'origine biologique; et les ions dynamiques, par exemple CO_3^{2-}, SO_4^{2-}, Ca^{2+} et le carbone inorganique, sur la concentration desquels influe le métabolisme microbien (Wetzel 1975). La présence de grandes quantités d'ions Ca^{2+} et HCO_3 est importante pour tamponner les eaux et en déterminer le pH.

Il est intéressant de connaître la concentration de matières solides dissoutes totales, principalement pour les raisons suivantes:

1. elle détermine le caractère électrolyte, c'est-à-dire la force ionique de la solution (la force ionique est liée au coefficient d'activité, donc à la solubilité des solutés); et
2. les anions participent à la formation de complexes avec plusieurs métaux traces et à leur précipitation (Mullins 1977; Pagenkopf 1978).

Dans les eaux naturelles, les carbonates, les sulfates, les chlorures, les phosphates et les nitrates influent sur les espèces métalliques présentes par formation de sels ionisables. La formation de carbonates insolubles est l'un des procédés les plus importants d'élimination des métaux en solution (Stumm et Morgan 1970; Pagenkopf 1978).

La composition et la concentration des matières solides dissoutes totales ont un rôle important dans la détermination de la variété et de l'abondance des plantes et de la faune aquatiques. La densité chimique du milieu aquatique influe sur la régulation osmotique du métabolisme et la répartition biotique. En outre, les matières solides en solution constituent la seule source d'ions importants à la nutrition du phytoplancton (Wetzel 1975). Une variation importante de quantité ou de composition des matières solides dissoutes totales influe sur la structure et la fonction de l'écosystème aquatique local.

IV.3.5 Métaux

Les métaux des groupes I et II du tableau périodique ainsi que des traces d'autres métaux se retrouvent dans les eaux naturelles (Stumm et Morgan 1970). Les espèces de métaux traces formées et leur biodisponibilité dans l'eau sont régies par des interactions et des équilibres physiques et chimiques. De nombreux facteurs modifient ces interactions, entre autres le pH, les conditions d'oxydo-réduction, la température, la dureté, la concentration de CO_2, le type de ligands et d'agents chélatants et leur concentration ainsi que le type d'ions métalliques concernés et leur concentration (Mullins 1977; Connell et Miller 1984, Westman 1985). Les inquiétudes concernant les métaux se rapportent à leur toxicité et à leur biodisponibilité, en particulier dans le cas des ions non complexés, ainsi qu'à leur potentiel de bioaccumulation et de risque pour la santé humaine.

Comme les métaux ne se dégradent pas, ils sont transférés ou stockés dans le milieu aquatique et devraient être considérés "disponibles" dans les conditions appropriées (Mullins 1977; Pagenkopf 1978). Le plomb, par exemple, est largement adsorbé sur les particules et peut être éliminé de la colonne d'eau et concentré dans les sédiments. Par contre, il est probable que le cadmium, qui forme des complexes avec les substances organiques, restera dans l'eau (Laxen 1983). La répartition spatiale des métaux dans l'eau est fonction du mouvement de l'eau (p. ex. masse d'eau, courants, phénomènes de mélange) ainsi que de l'espèce chimique et de sa solubilité. Le transport des métaux associés aux colloïdes et aux matières particulaires en suspension est aussi régi par la taille des particules, leur forme et leur densité ainsi que par la turbulence du milieu aquatique (Mullins 1977; Pagenkopf 1978).

La couche de surface et les sédiments sont deux milieux où l'enrichissement en métaux peut être important. On a signalé dans la documentation des concentrations de métal dépassant de quelques ordres de grandeur celles trouvées dans l'eau. Des facteurs d'enrichissement en métaux, variant de 5.8 dans le cas du plomb particulaire à 50 dans celui du nickel particulaire, dans la pellicule de surface (100-150 µm supérieurs) ont été rapportés (Mullins 1977).

L'échange des métaux entre les sédiments et les eaux susjacentes est un processus complexe qui dépend de plusieurs facteurs (p. ex. concentration d'oxygène, pH, concentration de métaux lourds et de ligands organiques et inorganiques). Voici certains des processus individuels intervenant dans ce transfert: dissolution, échange ionique, complexation, sorption, précipitation et coprécipitation (Jenne et Luoma 1977).

Les métaux peuvent exister à l'état soluble sous forme d'ions métalliques libres simples ou complexes, de paires d'ions, de composés de coordination ou de chélates ou complexes organométalliques non ionisés. Ils peuvent former des complexes avec des espèces anioniques (p. ex. OH^{-}, Cl^{-}, SO_4^{2-}, HCO_3^{-} et les acides organiques et les acides aminés) et s'associer à des matières colloïdales et particulaires, entre autres les argiles, les matières organiques et les oxydes de fer et de manganèse hydratés. La formation des différentes espèces métalliques est régie par le pH de l'eau, la stabilité des produits d'hydrolyse et la tendance de l'ion métallique à donner des complexes avec des ligands organiques et inorganiques (Pagenkopf 1978; Connell et Miller 1984).

Les métaux forment des complexes avec les ligands inorganiques et organiques. Les principaux ligands inorganiques capables de former des complexes sont, entre autres, Cl^{-}, SO_4^{2-}, HCO_3^{-}, F^{-}, les ions sulfures et phosphates. Les métaux peuvent se fixer sur les substances organiques naturelles et synthétiques par: (1) l'atome de carbone électronégatif des composés organométalliques; (2) le groupement carboxyle des acides organiques, avec formation du sel correspondant; (3) les atomes d'O, de N, de S et de P, avec formation de complexe de coordination; et (4) les groupes

donneurs d'électrons π (Connell et Miller 1984). Des études montrent que les ligands complexants jouent un rôle important dans la détermination des espèces de métaux traces formées et de leur adsorption sur les oxydes hydratés en solution (Stumm et Morgan 1970; Pagenkopf 1978).

Les ions métalliques peuvent aussi être éliminés de la colonne d'eau par adsorption, précipitation et coprécipitation. La participation relative de chacun de ces processus n'est cependant pas facile à définir. L'adsorption sur les surfaces solides varie en fonction du pH, augmentant à mesure que l'ion métallique s'hydrolyse. Comme le pH de la plupart des eaux naturelles se situe entre 6.5 et 8.5, les ions métalliques qui s'hydrolysent à un pH inférieur à 8.5 sont adsorbés de façon préférentielle (Pagenkopf 1978).

Les conditions d'oxydo-réduction sont importantes pour déterminer les espèces métalliques formées car elles influent directement sur le degré d'oxydation des ions métalliques (Connell et Miller 1984). Les hydroxydes et les oxydes de Fe et de Mn sont, par exemple, d'importants pièges à métaux traces (Co, Ni, Cu et Zn, entre autres). Dans des environnements réducteurs, Fe(III) est réduit en Fe(II), et Mn(IV), en Mn(II). Le passage de ces deux métaux au degré d'oxydation inférieur a pour résultat net la dissolution et la désorbtion des métaux traces (Stumm et Morgan 1970; Pagenkopf 1978).

Trois processus microbiens principaux influent sur le transport et la transformation des métaux dans les sédiments: (1) la dégradation des matières organiques par les microorganismes, qui produit des composantes à masse moléculaire plus faible, ayant une capacité accrue de former des complexes avec les métaux en solution; (2) la transformation, par des processus oxydatifs et réductifs, des composés inorganiques présents en dérivés organométalliques (p. ex. méthylation de Hg, As, Pb, Se et Sn); et (3) des modifications des propriétés physiques et chimiques du milieu et des espèces métalliques par l'activité métabolique microbiologique (Connell et Miller 1984).

Il est rare que les transformations chimiques soient des réactions à une seule étape. Normalement, une espèce chimique donnée prédomine à un moment donné, mais toutes les espèces métalliques peuvent être présentes à un certain point (Laxen 1983). Par exemple, il est connu que les ions métalliques multivalents forment des complexes solubles ou insolubles avec les substances renfermant les groupements carboxyle, hydroxyle, sulfate et phosphate (Stumm et Morgan 1970). Bien qu'il soit possible, en théorie, de déterminer la constante d'équilibre de formation des complexes métalliques, il est difficile d'établir à l'avance quels ions forment les complexes les plus stables. L'étude des constantes de stabilité aide à indiquer quel ion complexe prévaut au moment de la formation de chaque espèce d'ion métallique (Pagenkopf 1978).

Pour déterminer la biodisponibilité d'un métal, il est nécessaire de posséder des renseignements sur sa forme physique, sur les espèces chimiques présentes et sur les interactions entre les diverses formes (Laxen 1983). Des études montrent, par exemple, que les ions non complexés (Cd^{2+}, Cu^{2+}, Pb^{2+} et Zn^{2+}, entre autres) sont habituellement plus disponibles au biote aquatique que les formes complexées (Leland et Kuwabara 1985). L'exposition aux métaux a des répercussions complexes et variables sur les processus physiologiques (Connell et Miller 1984). En outre, à l'état naturel, les métaux se rencontrent normalement sous forme de mélanges; leur toxicité globale envers le biote aquatique peut donc varier (Mullins 1977).

Le pouvoir dissolvant de la solution extractrice servant à l'analyse des métaux liés aux sédiments doit être semblable à celui des organismes étudiés; c'est là un postulat de base des études de corrélation entre la concentration apparente des métaux dans les sédiments et leur biodisponibilité. Dans le cas contraire, la biodisponibilité d'un métal peut être surestimée ou sous-estimée vu l'hétérogénéité de l'interaction métal-sédiment (O'Donnel et coll. 1985).

Bien qu'il soit nécessaire d'avoir des recommandations distinctes pour chacune des formes de plusieurs métaux, les difficultés de dosage des diverses formes et de mesure de la toxicité relative des espèces métalliques compliquent l'élaboration de recommandations propres à chaque espèce chimique de la plupart des métaux. Par mesure de protection, ce sont normalement les concentrations métalliques totales qui sont rapportées (Robertson 1985).

IV.3.6 Oxygène dissous

L'oxygène dissous dans les eaux de surface vient en grande partie de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes supérieures. Dans les eaux de surface des lacs productifs, la photosynthèse peut entraîner une sursaturation en oxygène durant le jour, et la respiration, une concentration bien inférieure à la concentration de saturation pendant la nuit (Macan 1974). L'oxygène n'a qu'une solubilité moyenne dans l'eau. Les concentrations d'oxygène dissous subissent des variations quotidiennes et saisonnières selon les espèces de phytoplancton présentes, la pénétration de la lumière, les substances nutritives disponibles, la température, la salinité, le déplacement de l'eau, la pression partielle de l'oxygène atmosphérique en contact avec l'eau, l'épaisseur de la couche de surface et les vitesses de biodéplétion (par les organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition) (Hart 1974; Mullins 1977; McNeely et coll. 1980).

L'oxygène est essentiel à la respiration aérobie. Le taux de consommation d'oxygène diffère d'un organisme à l'autre en fonction de facteurs comme l'espèce, l'âge, la taille, le métabolisme et l'activité. La diminution de la concentration d'oxygène dissous affecte différentes espèces de diverses façons, allant d'un affaiblissement physiologique jusqu'au décès par asphyxie. Certains organismes réagissent à une exposition à de faibles concentrations d'oxygène dissous en les évitant, alors que d'autres s'y adaptent (Connell et Miller 1984).

La stratification thermique a des répercussions importantes sur les concentrations d'oxygène dissous. Les eaux de fond peuvent être isolées. Dans l'hypolimnion, la concentration d'oxygène dissous dans l'eau peut être abaissée par l'oxydation des déchets inorganiques et des substances nutritives et par des processus entraînant la dégradation des matières organiques dissoutes, en suspension ou décantées (Hart 1974; McNeely et coll. 1980). La vitesse de décomposition et son ampleur dépendent de la quantité de matières disponibles et du type de bactéries présentes. Lorsque l'apport en oxy-

gène ne suffit pas à ces processus, les eaux deviennent anaérobies (Mullins 1977). Dans les lacs des zones tempérées, la stratification verticale se fait habituellement au rythme des saisons, ce qui entraîne normalement une variation saisonnière correspondante de l'oxygène dissous.

L'interface sédiments-eaux est l'endroit où la respiration bactérienne est le plus intense (Wetzel 1975). La teneur des sédiments en oxygène dissous est modifiée par le métabolisme microbien, le mélange avec des eaux oxygénées et les échanges chimiques qui ont lieu entre les sédiments et l'eau (Wetzel 1975; Golterman 1975). En conditions anaérobies, les produits de réduction des divers processus de dégradation modifient systématiquement les conditions locales des eaux de fond (p. ex. abaissement du pH et des conditions oxydo-réductrices). Il s'ensuit une réduction du degré d'oxydation des ions métalliques, ce qui modifie grandement la solubilité de nombreux métaux, en particulier ceux qui précipitent normalement sous forme d'hydroxydes (Wetzel 1975; Mullins 1977). Les organismes aquatiques peuvent donc être affectés soit directement, par la diminution des teneurs en oxygène dissous, soit indirectement, par les effets toxiques qu'entraînent les changements chimiques provoqués, dans des zones localisées, par la diminution des teneurs en oxygène dissous (Connell et Miller 1984).

L'eau de pluie et de fonte des neiges qui pénètre dans le réseau d'écoulement des eaux souterraines a normalement un potentiel d'oxydo-réduction élevé vu son exposition à l'oxygène atmosphérique. A mesure qu'elle s'écoule dans les couches du sol riche en substances organiques, elle perd une bonne partie de son oxygène dissous qui sert à oxyder les matières organiques. En général:

1. dans les zones de réalimentation à sols sablonneux ou graveleux, les eaux souterraines peu profondes renferment des teneurs décelables en oxygène dissous (concentrations supérieures à 0,1 $mg \cdot L^{-1}$);
2. dans les zones de réalimentation à sols limoneux ou argileux, les eaux souterraines peu profondes ne renferment habituellement aucune teneur décelable en oxygène dissous;
3. dans les zones de roches perméables fissurées peu ou pas recouvertes de sols, des teneurs décelables en oxygène dissous persistent jusqu'à une assez grande profondeur dans le réseau d'écoulement (Freeze et Cherry 1979).

IV.3.7 pH, alcalinité et acidité

Les concentrations d'ions hydrogène (H^+) et d'ions hydroxyde (OH^-) sont des paramètres importants des systèmes aquatiques, car elles influent réellement sur les processus physiques, chimiques et biologiques qui s'y déroulent.

Le pH de l'eau est à peu près identique à l'activité d'ions hydrogène libres dans l'eau. Il est défini comme le logarithme négatif de la concentration d'ions hydrogène. L'échelle de pH indique l'équilibre entre les acides et les bases dans l'eau. Le pH a un rôle important dans toutes les réactions chimiques liées à la formation, l'altération et la dissolution des minéraux (McNeely et coll. 1980; Stumm et Morgan 1981).

La géologie du bassin versant est le principal facteur influant sur la concentration d'ions hydrogène et les paramètres déterminant l'alcalinité et l'acidité de l'eau. L'instabilité thermodynamique de nombreux minéraux en présence de l'eau et de l'atmosphère est à l'origine de plusieurs processus de dissolution. Les concentrations de Ca^{2+}, HCO_3^-, H^+ et Mg^{2+} peuvent être régies par la dissolution de la roche carbonatée. Les silicates minéraux, qui constituent une bonne partie de la roche en contact avec les eaux souterraines et les cours d'eau, sont une source de Na^+, K^+, H_4SiO_4 et, peut-être, de Ca^{2+} et de Mg^{2+}. Les processus de dissolution peuvent être modifiés par la formation de complexes ou par des changements de degré d'oxydation qui, eux-mêmes, influent sur la concentration d'acides, de bases et d'ions H^+ (Westall et Stumm 1980; Stumm et Morgan 1951).

Les processus biologiques (p. ex. photosynthèse et respiration) ainsi que la turbulence et le degré d'aération influent sur le pH en changeant les concentrations de dioxyde de carbone en solution. Il est probable que le pH augmente pendant la photosynthèse et qu'il diminue pendant le processus de respiration (McNeely et coll. 1980).

Le pH de l'eau influe sur les processus de transformation entre les diverses formes de substances nutritives et de métaux et sur la toxicité des polluants acides et basiques à cause des effets de l'ionisation sur ces composés. C'est la forme moléculaire de ces polluants qui, habituellement, pénètre plus facilement à travers les membranes des poissons et des autres organismes aquatiques (Sprague 1985).

Le pH a un rôle important dans la formation des espèces chimiques de nombreux métaux, leur solubilité dans l'eau et leur biodisponibilité. La stabilité de plusieurs complexes métalliques dans l'eau se reflète par une vitesse de dissociation lente ou réduite. Même si la vitesse de réaction est parfois tellement lente que le complexe prend des années à se dissocier, ce processus peut souvent être accéléré par la compétition avec d'autres ligands ou par la présence d'une plus grande quantité d'ions hydrogène (Pagenkopf 1978).

A un pH élevé, de nombreux métaux donnent des hydroxydes ou des carbonates passablement insolubles qui précipitent habituellement. Les hydroxydes de fer et de manganèse, par exemple, servent de piège à plusieurs métaux lourds. Une diminution du pH modifie la charge superficielle et les forces d'attraction de ces hydroxydes, entraînant la libération des ions métalliques sorbés (Faust et Aly 1981; Eichenberger et Chen 1982). Ce phénomène se produit parce que certains ions métalliques s'hydrolysent à faible pH et que l'ion hydrogène ainsi produit nuit à l'adsorption et à l'échange ionique par compétition pour la maîtrise des sites actifs (Pagenkopf 1978; Eichenberger et Chen 1982). Comme l'adsorption est un processus réversible qui dépend du pH, elle suscite des inquiétudes quant aux effets d'une acidification des eaux réceptrices sur la libération des métaux des sédiments (Faust et Aly 1981; Eichenberger et Chen 1982).

Beaucoup de systèmes tampons règlent la concentration d'ions hydrogène dans l'eau. L'alcalinité et l'acidité sont des propriétés représentant la capacité du milieu aquatique de neutraliser les acides et les bases respectivement. Elles expriment la capacité maximale des eaux naturelles de neutraliser les résidus acides et alcalins sans que l'activité biologique de l'eau ne subisse de bouleversements extrêmes (Stumm et Morgan 1981).

L'alcalinité totale est généralement la somme de toutes les composantes qui, dans le système hydrologique, servent de tampons réagissant aux changements de pH (p. ex. tant les bicarbonates et les carbonates que les hydroxydes, les sulfures, les silicates et les phosphates). La distribution des espèces responsables de l'alcalinité dépend du pH, de la composition en minéraux, de la température et de la force ionique (U.S. EPA 1973). Il existe souvent une bonne corrélation entre la conductivité spécifique et l'alcalinité des eaux naturelles. Cette relation est importante lorsque les ions Ca^{2+} et HCO_3^- constituent la majeure partie des espèces ioniques. Un écart à cette relation laisserait entendre que d'autres ions prédominent (Kramer 1982).

Le système des carbonates constitue le principal tampon des eaux naturelles. La précipitation des carbonates et des hydroxydes insolubles et la perte de dioxyde de carbone sont deux processus modifiant l'alcalinité d'une eau. Le premier de ces processus entraîne un abaissement de l'alcalinité totale alors que le deuxième modifie la répartition des espèces chimiques sans changer l'alcalinité totale (U.S. EPA 1973; Pagenkopf 1978). Le système des carbonates a non seulement pour effet de neutraliser les acides et les bases, réduisant ainsi les fluctuations de pH, mais aussi d'assurer une source de carbone pour la photosynthèse. La productivité des eaux est donc liée de près au système tampon des carbonates.

IV.3.8 Substances nutritives

Les substances nutritives ont un rôle primordial dans la synthèse des matières vivantes. Certains éléments ne sont nécessaires qu'en traces. D'autres, dont le carbone, l'oxygène, l'hydrogène, le soufre, l'azote et le phosphore sont requis en plus grandes quantités. L'eutrophisation est le phénomène d'accumulation des substances nutritives dans les plans d'eau et ses répercussions sur la qualité de l'eau et sur la faune aquatique. Les plans d'eau à faible renouvellement, tels les lacs et les réservoirs, sont sensibles à l'eutrophisation par suite d'un enrichissement en substances nutritives pendant une période géologique. L'activité anthropique peut accélérer l'enrichissement en substances nutritives et l'eutrophisation.

Les variations de la concentration et de la répartition des substances nutritives dépendent de nombreux facteurs, dont les variations saisonnières des conditions locales et l'activité biologique propre à l'endroit (Mullins 1977). Pour évaluer les effets d'un enrichissement en substances nutritives sur les plans d'eau, il est en général nécessaire de déterminer les substances nutritives limitantes et leur importance pour la croissance végétale (Thurston et coll. 1979).

Une série complexe de réactions d'origine biologique régit, chez les plantes, l'assimilation de l'azote et du phosphore. Dans la zone de photosynthèse, les algues absorbent les phosphates et les nitrates de l'eau et s'en servent dans des proportions voisines de 1:16 pour leur croissance. Ces substances nutritives sont libérées dans l'eau dans les mêmes proportions au moment de la minéralisation des algues qui se déposent en eaux profondes (Stumm et Morgan 1970).

Le cycle de l'azote est l'un des principaux cycles biogéochimiques. Il consiste principalement en la fixation de l'azote moléculaire, l'ammonification de l'azote organique fixé, la nitrification et la dénitrification (Verschueren 1983). L'activité photosynthétique des plantes aquatiques a un rôle important dans la transformation de l'azote inorganique en azote organique.

Au cours du cycle de l'azote, l'azote moléculaire est soumis à une série complexe d'interactions qui le transforme finalement en ammoniac (NH_3), en ion nitrite (NO_2^-) et en ion nitrate (NO_3^-). L'ammoniac et l'ion nitrate sont immédiatement biodisponibles et participent à la plupart des processus de croissance.

Le rejet d'azote sous ces formes diverses dans les réseaux aquatiques (p. ex. égout municipal) modifie le cycle naturel de l'azote, car il est à l'origine d'apports considérables d'ammoniac, le principal produit de décomposition des protéines végétales et animales. L'ammoniac s'oxyde facilement en nitrate et en nitrite en présence d'une quantité suffisante d'oxygène (nitrification). Le processus dépend du pH, de l'oxygène dissous, de la température et des populations bactériennes et peut, selon les circonstances, réduire la concentration d'oxygène dissous.

L'ammoniac est une substance nutritive directement assimilable par les plantes; elle peut donc aider à accroître grandement la productivité des eaux. A mesure que les cellules végétales meurent et qu'elles tombent sur les sédiments du lit, la demande en oxygène s'accroît et les matières végétales s'accumulent, formant une réserve de substances nutritives minéralisables. A l'encontre des autres cycles, par exemple celui du phosphore, le cycle de l'azote comporte peu de pertes par le système par précipitation inorganique.

Les bactéries jouent un rôle important dans la transformation de l'azote directement assimilable. La dégradation microbienne des matières organiques et inorganiques dans les sédiments entraîne la formation de dioxyde de carbone, d'orthophosphate, d'ammoniac, de nitrite et de nitrate (dans des conditions différentes) et la consommation d'oxygène dissous. Les apports excédentaires d'azote dus au ruissellement agricole et aux rejets des effluents peuvent cependant bouleverser les conditions chimiques et physiques, modifier les communautés microbiennes et empêcher l'action bactérienne.

Dans les eaux de fond en conditions anaérobies, l'azote organique est transformé en ion ammonium (NH_4^+) et en ammoniac (NH_3) (Golterman 1975; Russo 1985). L'ammoniac est toxique pour les poissons à des concentrations assez faibles; il est cependant en équilibre avec l'ion ammonium (NH_4^+), qui l'est moins (Lack 1984). La concentration de chacune des formes dépend du pH et de la température. Il existe des tableaux donnant les proportions de NH_3 dans une solution d'ammoniac total, dans certains intervalles de pH et de température (Thurston et coll. 1979). Des facteurs comme le pH, l'oxygène dissous, la température, la concentration de calcium, l'alcalinité et la présence d'autres polluants influent aussi sur la toxicité de l'ammoniac. Voici un résumé de l'effet sur la toxicité qu'entraîne un mélange d'ammoniac et de divers toxiques (Russo 1985):

Mélange	*Effet*
ammoniac et cuivre	potentialisation
ammoniac et zinc	potentialisation
ammoniac et nitrate	synergie d'addition (sauf à de faibles proportions)
ammoniac et cyanure d'hydrogène	potentialisation
ammoniac, zinc, phénol	potentialisation

Comme les nitrites s'oxydent rapidement en nitrates, ils ne se rencontrent dans les eaux de surface qu'à l'état de traces. La relation entre la toxicité des nitrites et le pH montre qu'au-delà de pH 6,4-9,0, la toxicité du nitrite total diminue à mesure que le pH augmente. Certains anions, par exemple Cl^-, Br^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-} et NO_3^-, atténuent la toxicité des nitrites à divers degrés (Russo 1985).

L'altération des roches libère du phosphate dans les eaux naturelles. Selon le pH, l'orthophosphate peut prendre l'une ou l'autre des trois formes suivantes: H_3PO_4, $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-}. A pH 6-8, les formes prédominantes sont $H_2PO_4^-$ (10 %) et HPO_4^{2-} (90 %); cette dernière est la principale forme des substances nutritives (Reid et Wood 1976).

Les orthophosphates sont biodisponibles: ils sont d'abord assimilés, puis transformés en phosphore organique et en phosphates condensés. A la mort de l'organisme, les phosphates condensés sont libérés dans l'eau. Ils ne sont cependant pas assimilables biologiquement avant d'être hydrolisés en orthophosphate par les bactéries.

Les proportions de phosphore assimilables par le biote dépendent des taux d'absorption et de dégagement par le biote, de l'espèce chimique (p. ex. phosphore lié organique ou inorganique) et de l'abondance relative et du temps de séjour de la fraction du phosphore en solution.

Les phosphates forment facilement avec les cations présents dans l'eau (p. ex. Fe, Al, Ca) des sels, des chélates et des complexes insolubles (Stumm et Morgan 1970). La formation et la dissolution de ces composés sont des étapes importantes du cycle du phosphore qui dépendent du pH, de la concentration de phosphates, d'ions métalliques et de ligands, de la solubilité des divers composés métal-phosphate, du potentiel d'oxydo-réaction et de l'activité biotique (bactéries, champignons, plancton, invertébrés) (Wetzel 1975; Thurston et coll. 1979). Ces associations éliminent le phosphate du système et réduisent la concentration de certains métaux par précipitation sous forme de sels renfermant des phosphates (Babich et Stotzky 1983).

L'enrichissement en substances nutritives et l'eutrophisation provoquent bien des changements des populations et des communautés aquatiques. La composition des espèces de phytoplancton peut se modifier à l'avantage de celles tolérant les conditions riches en substances nutritives. La teneur en oxygène dissous de l'hypolimnion des lacs est souvent faible en été à cause de ces processus de décomposition et de l'effet de la stratification sur les échanges avec l'oxygène atmosphérique (CMI 1978). La diversité et la densité des populations de poissons et d'organismes benthiques en sont modifiées et, si les conditions persistent pendant de longues périodes, des communautés biotiques différentes peuvent s'établir.

IV.3.9 Température

La température de l'eau varie en fonction de l'emplacement géographique, de la saison, de l'heure du jour, des caractéristiques du plan d'eau (débit, profondeur, etc.) et de causes d'origine anthropique (McNeely et coll. 1980; Sprague 1985).

Les échanges thermiques et massiques dans les lacs sont dus aux variations saisonnières de température. Le réchauffement des eaux de surface entraîne une discontinuité thermique à l'intérieur d'un plan d'eau stable, entraînant une stratification thermique des eaux, chaque strate ayant ses propres caractéristiques physiques, biologiques et chimiques. L'épilimnion (couche supérieure, chauffée et mélangée) et l'hypolimnion (couche de fond, froide et relativement stagnante) sont séparés par la thermocline. Le processus inverse se nomme déstratification, c'est-à-dire disparition des strates thermiques. Les eaux de surface refroidies s'enfoncent dans les eaux sous-jacentes aussi longtemps que leur densité est supérieure à celle des eaux de même niveau. Ceci entraîne la réduction graduelle et, finalement, la disparition du gradient de température. L'action du vent peut brasser et inverser complètement des eaux lacustres homothermes (Frevert 1985). Le profil de température des fleuves, des rivières et des cours d'eau est généralement plus homogène, surtout parce qu'un courant turbulent permet un bon mélange à la verticale.

Dans les eaux souterraines, le gradient géothermique est plus prononcé près de la surface, dans les zones où les eaux ressortent, que dans la zone de réalimentation. Dans les premières zones, ce gradient diminue à mesure qu'augmente la profondeur; par contre, dans les deuxièmes, il augmente avec la profondeur. Les effets du gradient thermique sont plus intenses dans les formations géologiques à grande perméabilité, où le courant est plus fort, que dans les formations peu perméables, où le courant est moindre (Freeze et Cherry 1979).

La température a une influence marquée sur la faune aquatique et sur les paramètres physiques et chimiques du milieu aquatique. Les changements de température modifient la solubilité et les équilibres chimiques (Mullins 1977). Lorsque la température augmente, la solubilité des gaz (H_2, N_2, CO_2 et O_2) en solution dans l'eau diminue. Par exemple, dans l'intervalle 0 à 30 °C, la solubilité de l'oxygène diminue d'environ 50 %. La viscosité, la tension superficielle, la compressibilité, les constantes d'ionisation, la chaleur spécifique et la chaleur latente de vaporisation sont des constantes dont la valeur diminue lorsque la température augmente (Houston 1983). Une augmentation de température entraîne une augmentation de la conductivité thermique, de la pression de vapeur, de la solubilité des sels et de la vitesse d'oxydation chimique des substances (Golterman et coll. 1978; Westman 1985). La température influe aussi sur le pH par l'effet qu'elle a sur la dissociation des acides et la solubilité du CO_2. En général, une augmentation de température de 20 °C abaisse le pH de 0,1 unité (Golterman et coll. 1978).

Il n'existe aucune méthode bien définie de prévoir les effets de la température sur la toxicité des polluants envers les

organismes aquatiques. Par exemple, l'EIFAC (1976) a signalé la complexité de la relation entre la température et la toxicité du cuivre. Des données semblent aussi indiquer que la température influe sur la solubilité et la volatilité de plusieurs produits chimiques dans l'eau (Connell et Miller 1984).

Les processus biochimiques qui régissent le métabolisme, la reproduction, la croissance et le comportement des organismes aquatiques sont très sensibles à la température; les variations de température en modifient la vitesse. Par exemple, la respiration augmente avec la température et accélère le métabolisme et l'excrétion. L'organisme a donc davantage besoin d'oxygène dans un milieu qui en contient moins et, par conséquent, il suffoque. On s'attendrait que les vitesses de métabolisation et d'excrétion doublent à chaque augmentation de température de 10 °C (loi de Van't Hoff-Arrhénius (Q_{10})) (Connell et Miller 1984). Les divers représentants du biote aquatique tolèrent différemment les changements de température en fonction de facteurs comme l'espèce, l'âge, la température d'acclimatation, l'oxygène dissous, l'exposition à des substances toxiques et la saison (Alabaster et Lloyd 1984; Rand et Petrocelli 1985).

Une des causes de l'augmentation de la température du milieu aquatique est l'utilisation d'eau comme agent de refroidissement dans les procédés industriels. Près de l'endroit où sont rejetées des eaux tièdes, la quantité d'oxygène dissous diminue; en effet, l'eau tiède ne peut pas dissoudre autant d'oxygène que l'eau froide et, étant moins dense que l'eau froide, elle forme une couche à la surface. Le rejet d'eaux tièdes peut aussi avoir des effets plus subtils: par exemple, de fausses indications de température, causant chez les organismes aquatiques un comportement inapproprié à la période de l'année (p. ex. migration et frai) (Duffus 1980). La qualité des eaux souterraines peut être altérée par les eaux de refroidissement usées si l'eau chaude renferme des biostimulants ou d'autres substances chimiques dont les effets délétères sont accélérés par l'augmentation de température (ASCE 1972).

IV.3.10 Turbidité

La turbidité est une mesure de la transparence de l'eau. Elle permet de faire une approximation des concentrations de matières en suspension dans l'eau, par exemple l'argile, le sable, le limon, les matières organiques et inorganiques fines, le plancton et les microorganismes (McNeely et coll. 1980). Elle est liée au régime d'écoulement des eaux et à des facteurs saisonniers; elle est aussi modifiée par la fonte des neiges et par les pluies. Elle varie d'un endroit à l'autre en fonction des forces hydrauliques présentes, du couvert végétal, du type de sol et de l'influence d'activités humaines comme l'agriculture, la coupe du bois, l'exploitation des mines, etc.

Les substances responsables de la turbidité ont pour effet premier une atténuation de l'intensité lumineuse en fonction de la profondeur. La majeure partie de l'énergie solaire est donc absorbée au voisinage de la surface. L'eau de surface étant plus chaude, (1) sa densité diminue, ce qui a pour effet de stabiliser la colonne d'eau et de ralentir ou d'annuler le mélange à la verticale; et (2) le transfert d'oxygène entre l'air et l'eau peut être réduit. Ces deux processus abaissent à divers degrés le taux de transfert d'oxygène vers le bas dans les eaux stagnantes ou lentes (U.S. EPA 1973).

L'augmentation de la turbidité et de la coloration de l'eau, ayant pour effet de limiter la pénétration de la lumière, ralentit la photosynthèse et influe directement sur la production biologique d'un plan d'eau. Ces paramètres peuvent effectivement nuire à la migration du zooplancton et à l'efficacité des poissons qui se nourrissent à vue, et gêner la reproduction des invertébrés benthiques (Alabaster et Lloyd 1984; Connell et Miller 1984). Les matières solides en suspension peuvent colmater, chez des poissons et des insectes à un stade immature, l'appareil filtrant (p. ex. des larves de phrygane) et provoquer, par abrasion, des blessures aux membranes délicates des yeux et des branchies. Lorsque les matières en suspension sont riches en matières organiques, les effets peuvent se compliquer de modifications dues à la désoxygénation (Connell et Miller 1984).

Les radionucléides, les substances organiques et les métaux ont aussi tendance à s'accumuler à la surface des colloïdes et des particules. Le pouvoir adsorbant et complexant des colloïdes et des particules change lorsqu'elles sont transportées d'un endroit à l'autre et qu'elles se retrouvent dans des conditions physiques et chimiques différentes.

IV.4 PROCESSUS INFLUANT SUR LES CONCENTRATIONS DES SUBSTANCES DANS L'EAU

IV.4.1 Introduction

Les processus suivants peuvent modifier le devenir et la concentration des substances dans l'eau: complexation, dégradation microbienne, échange ionique, hydrolyse, oxydation-réduction, photolyse et phototransformation, précipitation et coprécipitation, solubilité, sorption et volatilisation. Ces processus peuvent à leur tour modifier de beaucoup la disponibilité, la toxicité, la persistance et le devenir des substances dans l'eau. La vitesse et l'importance de ces processus dépend des conditions environnementales locales prévalentes.

IV.4.2 Complexation

Les espèces métalliques présentes en solution sont importantes pour déterminer les effets chimiques, biochimiques et biologiques de l'eau. La formation des espèces à partir de chaque ion métallique est spécifique et fonction de la stabilité des produits d'hydrolyse, et de la tendance de l'ion métallique à former des complexes avec des ligands (Connell et Miller 1984).

Les ions métalliques réagissent avec les matières organiques (groupements fonctionnels renfermant des atomes d'O et de N) et les matières inorganiques complexantes (OH^-, CO_3^{2-}, SO_4^{2-}, Cl^-) dont la présence dans l'eau est soit naturelle, soit due à la pollution (Westall et Stumm 1980). La complexation fait souvent intervenir une série d'ions complexes solubles et de phases insolubles selon le pH et la concentration du métal et des ligands. Ces interactions déterminent les espèces métalliques présentes dans l'eau et contribuent grandement à la régulation globale de la concentration d'ions métalliques dans l'eau (Pagenkopf 1978).

Les complexes de coordination sont le résultat de la combinaison d'un cation métallique avec un anion renfermant des doublets électroniques libres. Le cation est dit atome central et l'anion, ligand. Les complexes comportant plus d'un ligand se nomment des chélates. Il est possible de distinguer deux types de complexe métal-ligand: les complexes de paire d'ions et les complexes de coordination (Golterman 1975).

Dans les paires d'ions, le métal et le ligand conservent chacun leur sphère d'hydratation lorsque le complexe se forme. La liaison fait intervenir au moins une molécule d'eau et elle est surtout d'origine électrostatique. La formation de ces complexes dépend de la force ionique de l'eau et des propriétés de chaque ion. Les paires d'ions ont une importance particulière dans la formation des espèces métalliques dans les eaux très dures dont l'alcalinité est élevée et qui renferment de fortes concentrations de sulfate (Pagenkopf 1978).

Par contre, dans les complexes de coordination, le ligand se trouve dans le voisinage immédiat du cation métallique; se produit alors un certain transfert d'électrons du ligand vers le métal (Stumm et Morgan 1970; Westall et Stumm 1980). Certains ligands organiques forment des liaisons de coordination, en grande partie covalentes, avec plus d'un groupement fonctionnel (ligands polydentés ou chélates). Les chélates sont normalement plus stables que les complexes simples ou paires d'ions (Westall et Stumm 1980; Stumm et Morgan 1981).

Le pH joue sur la formation des complexes. A faible pH, l'ion H^+ est en compétition avec les ions métalliques pour le ligand, alors qu'à pH élevé, l'ion OH^- est en compétition avec le ligand pour les positions de coordination de l'ion métallique. Tant à pH élevé qu'à faible pH, il peut se former des complexes mixtes proton-métal et hydroxyde-ligand. La tendance à donner des complexes augmente avec le potentiel d'ionisation du métal et avec la tendance du ligand à donner des électrons. Dans la chimie de l'eau, certains des complexes les plus importants formés sont ceux renfermant le groupement hydroxyde. Pour la plupart des ions métalliques trivalents et tétravalents, les hydroxydes sont les seuls précipités stables formés dans l'intervalle de pH des eaux naturelles (Stumm et Morgan 1970; Pagenkopf 1978).

Les variations des conditions d'oxydo-réduction influent de deux façons sur la formation des espèces métalliques: (1) par un changement du degré d'oxydation de l'ion métallique lui-même (p. ex. Fe(II) devient Fe(III)); et (2) par des changements chez les ligands ou chélates en compétition (Connell et Miller 1984).

Il existe des tableaux des constantes de stabilité des étapes de formation des complexes tant avec des ligands inorganiques qu'avec des ligands organiques. L'analyse de ces constantes indique quel ion complexe est prévalent lorsque les diverses espèces se forment à partir d'un ion métallique donné, sans pour autant indiquer quels sont les ions complexes les plus stables. Il se peut que les métaux formant les complexes les plus stables déplacent les métaux moins fortement complexés. La stabilité d'un complexe se reflète par une vitesse de dissociation faible. Toutefois, l'introduction d'ions hydrogène ou de ligands capables de compétition peut augmenter la vitesse de dissociation (Pagenkopf 1978; Connell et Miller 1984).

Le comportement des métaux dépend largement des interactions entre la phase aqueuse et la phase solide. Au contact avec la surface des matières particulaires, les complexes métalliques dissous peuvent être éliminés de l'eau et déposés dans les lits sédimentaires. Dans les sédiments, l'enrichissement en métaux et la remise en circulation des métaux dépend de facteurs comme la composition chimique, la salinité, le pH, le potentiel d'oxydo-réduction et les conditions hydrodynamiques locales (Connell et Miller 1984). La présence en solution de concentrations de métaux supérieures à celles prévues par calcul s'explique souvent par la formation de chélates avec des molécules organiques. La chélation peut aussi contribuer à masquer la présence de métaux dans l'eau (Stumm et Morgan 1970).

IV.4.3 Dégradation microbienne

La biodégradation des polluants par les microorganismes (p. ex. bactéries, champignons, protozoaires et algues) a un rôle important dans les processus d'élimination et de transformation de ces substances dans l'eau et les sédiments. Les renseignements concernant ces processus sont critiques pour évaluer la persistance de certaines substances, en particulier des composés organiques susceptibles de se solubiliser ou de se disperser dans l'eau ou à sa surface. Les réactions associées à ces processus sont, entre autres, l'oxydation, la réduction, l'hydrolyse et, parfois, le réarrangement. Ces réactions sont fonction de la structure moléculaire et de la concentration de la substance, de la taille, du type et du taux de croissance des colonies microbiennes, des substances nutritives présentes, des caractéristiques environnementales (pH, force ionique, conditions oxydo-réductrices, etc.) et de la température. Elles sont compliquées par la nature, la dynamique, la viabilité et le statut métabolique des populations de microorganismes (Connell et Miller 1984; Burns et Baughman 1985; Neely et Blau 1985a, b).

Dans la plupart des grands plans d'eau, la colonne d'eau est stratifiée en plusieurs couches, dont la température est différente, qui ne reçoivent pas la même quantité de lumière et qui renferment des teneurs en substances nutritives et des concentrations d'oxygène différentes. En général, la portion supérieure de la colonne est considérée aérobie et la portion inférieure, anaérobie. Le sédiment de fond peut aussi être stratifié en couches oxydées et en couches réduites. Il est à prévoir que chaque couche puisse renfermer différents types de populations microbiennes ayant des activités métaboliques distinctes (Neely et Blau 1985b). Les sédiments de fond ont tendance à être un réservoir important de substances nutritives organiques et inorganiques, car les matières organiques en décomposition s'y déposent. La densité de population bactérienne dans les sédiments peut dépasser de plusieurs ordres de grandeur celle trouvée dans la colonne d'eau (Neely et Blau 1985a).

Les populations microbiennes spécialisées ont un rôle important dans la dégradation des molécules organiques dans le milieu aquatique. Comme aucune espèce microbienne ne possède à elle seule toutes les enzymes nécessaires à la dégradation de la grande diversité des composés organiques tant naturels que synthétiques, c'est l'action de plusieurs populations microbiennes diverses ayant des capacités dis-

tinctes mais complémentaires qui en permet la dégradation (Neely et Blau 1985a).

Lorsqu'elles sont exposées à une substance organique, les populations microbiennes peuvent avoir les réactions suivantes:

1. utilisation immédiate de la substance comme source de carbone ou d'énergie lorsque les enzymes nécessaires au transport et à la métabolisation de la substance sont disponibles ou qu'elles peuvent être induites facilement;
2. une période de latence ou d'adaptation avant la dégradation causée par: (i) l'induction ou la dérépression d'enzymes spécifiques absentes ou présentes à faible concentration dans la population avant qu'elle ne soit exposée; (ii) sélection génétique des nouveaux modes métaboliques; et (iii) augmentation du nombre d'organismes capables d'effectuer une transformation donnée;
3. dégradation par des processus de cooxydation et de cométabolisation (dégradation des substances sans pour autant les utiliser comme substrats de croissance); et
4. dégradation lente ou nulle à cause de facteurs comme la non-disponibilité ou des conditions environnementales défavorables (Neely et Blau 1985a).

L'action des microorganismes sur les composés naturels et synthétiques peut entraîner au moins l'un des processus suivants: minéralisation, détoxication, cométabolisation et activation. La minéralisation est la transformation d'un composé organique en produits inorganiques. La détoxication consiste en la transformation d'une substance toxique en métabolites inoffensifs. La cométabolisation fait intervenir la métabolisation microbienne d'un composé que le(s) microorganisme(s) ne peut (peuvent) pas utiliser comme substance nutritive. L'activation est la transformation d'un composé non toxique en un composé toxique (Alexander 1980).

La dégradation partielle d'une substance peut donner: un composé moins toxique ou plus toxique que la molécule d'origine; un composé toxique, alors que la molécule d'origine ne l'était pas dans les concentrations environnementales; un composé plus persistant que le composé d'origine; ou un composé susceptible de bioamplification ou de modification que n'avait pas le composé d'origine (Alexander 1980).

L'activité microbienne peut aussi faciliter la libération des métaux des sédiments par formation de composés capables de complexer les ions métalliques. Les inquiétudes concernant l'activité microbienne portent principalement sur la transformation de composés métalliques inorganiques en molécules organométalliques par des processus oxydatifs et réductifs à catalyse enzymatique. Par exemple, la formation de composés du méthyle avec l'arsenic, le plomb, le mercure, le sélénium et l'étain est un mode de libération de substances très toxiques dans l'environnement (Golterman et coll. 1983).

Deux équations, basées sur la cinétique de Monod, peuvent décrire la dégradation microbienne. Lorsque la concentration de substances toxiques [C] est élevée, c.-à-d. lorsque [C] est de beaucoup supérieure à la concentration de substrats permettant une vitesse de croissance spécifique semi-maximale (0,5 μmax), la vitesse de biodégradation est fonction de la population microbienne uniquement et l'équation de vitesse est:

$$\frac{d[C]}{dt} = -K'_b[X]$$

où K'_b = constante de vitesse de la dégradation de la biomasse

[X] = concentration de biomasse

Lorsque [C] est très faible, la relation s'exprime ainsi:

$$\frac{d[C]}{dt} = -K_{b2}[C][X]$$

où K_{b2} = constante de vitesse de deuxième ordre (Neely et Blau 1985b)

Il y a des limites à l'application de la cinétique de Monod à des cultures mixtes et à des systèmes environnementaux. Il est typique qu'il y ait une période d'acclimatation entre le temps de l'exposition des microorganismes non acclimatés à la substance chimique et le début de l'activité microbienne (c.-à-d. jusqu'à ce qu'apparaissent les enzymes nécessaires à certaines transformations ou que des organismes capables d'effectuer la biodégradation se développent par mutation). La cinétique de Monod s'applique mieux à des organismes déjà acclimatés (U.S. EPA 1979; Alexander 1980; Connell et Miller 1984).

Les molécules organiques de synthèse ne sont pas toutes susceptibles à la dégradation microbienne. Lorsque les enzymes microbiennes nécessaires à la métabolisation de la substance sont absentes ou que la substance est protégée d'une quelconque façon par les propriétés physiques et chimiques de l'environnement, le composé persiste sur une période qui peut aller de plusieurs mois à des années (Alexander 1980).

IV.4.4 Echange ionique

Ce processus fait intervenir l'échange d'ions adsorbés sur une surface avec les ions présents dans l'eau. En pratique, la distinction entre l'adsorption et l'échange ionique est mal définie, car l'échange ionique a souvent pour effet une adsorption et une désorption (Matthess et Harvey 1982). L'échange ionique influe sur la mobilité et le devenir des substances chimiques dans l'eau. C'est un mécanisme important de régulation de la chimie de l'eau à l'interface eaux-sédiments (Drever 1982).

La nature, l'importance et la vitesse des échanges ioniques dépendent des propriétés tant des ions en solution que des ions complémentaires disponibles. En général, plus la valence de l'ion est élevée, plus grande est sa sorbabilité. La force liante est déterminée par les variations de pH. L'échange ionique est régi aussi par le temps de contact (car il dépend du type de liaison formée) ainsi que par la température, les ions en compétition et leur concentration et les propriétés sélectives de chacun des sorbants (Matthess et Harvey 1982). La facilité relative d'échange va dans l'ordre suivant: $Li^+ > Na^+ > K^+ > Mg^{2+} > Ca^{2+} > Sr^{2+} > Ba^{2+}$; dans cette séquence, c'est le lithium qui est le moins retenu et le baryum qui l'est davantage (OAA 1979).

Les minéraux argileux, les hydroxydes de fer, les oxydes de manganèse et les matières organiques peuvent sorber des cations en solution et libérer une quantité équivalente de cations dans l'eau (Horowitz 1985). Ces processus ont un rôle important dans l'altération de la composition des eaux naturelles (Stumm et Morgan 1970). Il est fréquent que les

oxydes et les matières organiques qui recouvrent souvent les minéraux argileux aient une forte capacité d'échange (Drever 1982). Selon les conditions prévalant en solution, il se peut que des métaux lourds soient libérés des argiles. Il est possible que la capacité d'échange ionique (quantité d'ions échangeable) du limon soit dépassée de sorte que les métaux présents dans l'eau peuvent demeurer libres et solubles, et biologiquement disponibles (Golterman 1975; Matthess et Harvey 1982). L'échange ionique influe aussi sur le devenir des composés organiques présents dans l'eau. Par exemple, le paraquat et le diquat, deux pesticides, peuvent être éliminés de l'eau par échange cationique avec les matières organiques et les minéraux argileux (Connell et Miller 1984).

IV.4.5 Hydrolyse

Un composé organique ou un sel métallique s'hydrolyse lorsque sa réaction avec l'eau entraîne le remplacement net du groupement X par un groupement hydroxyle (OH) (Connell et Miller 1984):

$$RX + HOH \rightarrow ROH + HX \text{ (ou } H^+, X^-) \text{ (composé organique)}$$

$$R-\overset{\overset{O}{\|}}{C}-X + HOH \rightarrow R-\overset{\overset{O}{\|}}{C}-OH + HX \text{ (composé organique)}$$

$$MX + HOH \rightarrow MOH + H^+ + X^- \text{ (sel métallique)}$$

L'hydrolyse est une réaction importante, car elle introduit un groupement hydroxyle dans la molécule de départ. Dans le cas des composés organiques, le produit de réaction est généralement plus susceptible à la dégradation biologique et photolytique que ne l'est le composé de départ. De plus, le groupement hydroxyle augmente la solubilité du composé dans l'eau, réduisant ainsi le potentiel de bioconcentration (Neely et Blau 1985a).

Les produits d'hydrolyse solubles sont importants dans les environnements aquatiques où des ions métalliques sont présents. Comme les concentrations de cations sont faibles et que l'intervalle de pH où des complexes hydroxo et oxo peuvent se former est assez vaste, le comportement chimique des métaux peut être grandement modifié (Eichenberger et Chen 1982).

Les réactions d'hydrolyse peuvent être induites par une catalyse acide (H_3O^+) ou basique (OH^-) (U.S. EPA 1979). Les expressions de vitesse décrivant les réactions d'hydrolyse sont complexes; les processus peuvent cependant être réduits à des relations assez simples lorsque l'attention est centrée sur l'élimination du polluant plutôt que sur la formation des produits (CNRC 1982).

Voici l'expression de vitesse de l'hydrolyse en milieu neutre, ou en catalyse acide ou basique (CNRC 1982):

$$\frac{-d[P]}{dt} = K_{H_2O} [H_3O^+] [P] + K_{H_2O} [H_2O] [P] + K_{OH^-} [OH^-] [P]$$

où K_{H_2O}, $K_{H_3O^+}$, K_{OH^-} = constantes de vitesse de deuxième ordre pour les réactions d'hydrolyse en milieu neutre et en catalyse acide ou basique, respectivement

[P] = concentration d'hydrolysat

La température influe sur les réactions d'hydrolyse, car chaque augmentation de 10 °C accroît la vitesse de la réaction par un facteur qui varie de deux à quatre (CNRC 1982).

Stumm et Morgan (1970) ont énoncé deux lois régissant l'hydrolyse des cations:

1. la dilution et la diminution de [H^+] augmentent la tendance des ions métalliques à l'hydrolyse; et
2. la dilution diminue la fraction de complexes polynucléaires présents dans l'eau.

Les produits d'hydrolyse des ions métalliques multivalents sont adsorbés plus facilement à l'interface particule-eau que ne le sont les ions métalliques non hydrolysés. Plusieurs explications ont été proposées sans qu'il ait été possible de prouver aucune théorie (Stumm et Morgan 1970).

Les espèces chimiques formées et le degré d'oxydation des produits d'hydrolyse peuvent déterminer de bien des façons leur comportement chimique, par exemple: (1) l'adsorption des espèces solubles sur les matières particulaires; (2) la coagulation probable des espèces métalliques sur les colloïdes et la formation de précipités; (3) la solubilité de la phase solide limitante; (4) la capacité de complexation des ions présents en solution; et (5) l'oxydation ou la réduction des espèces métalliques (Eichenberger et Chen 1982).

Les données relatives à l'hydrolyse de ces substances sont importantes quand il s'agit d'évaluer les dangers qu'entraînent les produits chimiques organiques ayant des groupements fonctionnels hydrolysables (p. ex. acides carboxyliques, acides phosphoriques et acides sulfoniques, esters, amides, halogénures d'alkyle, carbamates, époxydes et esters phosphoriques), de calculer les proportions des vitesses cinétiques des divers composés (entre autres, les relations structure-activité) et de prévoir la demi-vie des substances organiques dans les réseaux aquatiques (Connell et Miller 1984).

IV.4.6 Oxydation-réduction

L'oxydation et la réduction sont souvent considérées comme étant des processus consistant respectivement en une perte ou en un gain d'électrons. Il est possible de décrire le pouvoir oxydant ou réducteur d'une eau par son potentiel d'oxydo-réduction, qui est un indice numérique de l'intensité des conditions oxydantes ou réductrices d'un système. Un potentiel positif est l'indication de conditions relativement oxydantes et un potentiel négatif, de conditions relativement réductrices (Hem 1985).

Les caractéristiques oxydantes et réductrices de l'environnement où ils se retrouvent ainsi que leurs propriétés oxydo-réductrices modifient la forme chimique de plusieurs polluants (Connell et Miller 1984). Par exemple, les cycles biogéochimiques du fer et, à un degré moindre, du manganèse sont modifiés par les variations spatio-temporelles des conditions oxydo-réductrices du plan d'eau qui les renferme (Wetzel 1975).

La photosynthèse et la dégradation bactérienne des matières organiques déterminent en grande partie les conditions oxydo-réductrices des eaux fluviales et lacustres. La photosynthèse transforme le dioxyde de carbone en matières organiques et en oxygène. Les matières organiques sont des composés du C, du N et du S à énergie libre élevée, dans des concentrations non équilibrées (Drever 1982).

La composition des matières organiques du plancton peut être représentée par C_{106}, H_{263}, O_{110}, N_{16}, P_1 (Redfield et coll. 1963). L'équation suivante peut représenter le processus de photosynthèse:

$$106CO_2 + 16NO_3^- + HPO_4^{2-} + 122H_2O + 18H^+ + (\text{éléments en traces, énergie}) = C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P_1 \text{ (algues)} + 138O_2$$

En présence d'oxygène moléculaire, la respiration et la décomposition microbiennes sont des processus fonctionnant essentiellement dans le sens inverse de la photosynthèse. Pendant la respiration, il y a libération de carbone sous forme de CO_2. Il s'ensuit une augmentation de P_{CO_2} et une diminution correspondante du pH.

En l'absence d'oxygène moléculaire, la décomposition des matières organiques se fait par une série de réactions, libérant de moins en moins d'énergie, dont voici certaines des plus importantes:

1. Dénitrification: par une série de réactions, les bactéries oxydent le carbone organique en CO_2 en se servant de l'oxygène de l'ion nitrate.
2. Désamination des acides aminés: en conditions aérobies, les acides aminés se décomposent de la façon suivante:

   $$[\text{acides aminés}] = [\text{composés non azotés}] + NH_3$$

   Le NH_3 donne du NH_4^+ (c.-à-d., $NH_3 + H_2O + CO_2 = NH_4^+ + HCO_3^-$) causant ainsi une augmentation nette du pH.
3. Réduction des sulfates: les bactéries oxydent les matières organiques en CO_2 en se servant de l'oxygène de SO_4^{2-}:

   $$SO_4^{2-} + 2C_{\text{organique}} + 2H_2O = H_2S + 2HCO_3^-$$

   Le H_2S est un sous-produit toxique pour la majorité du biote. Les oxydes ferriques peuvent être réduits, entraînant la libération des phosphates et des métaux lourds qui y sont adsorbés.
4. Fermentation: la fermentation bactérienne peut se produire à divers pε (mesure de l'intensité oxydo-réductrice), selon le composé organique qui en fait l'objet.

Toutes les réactions de décomposition anaérobie sont médiées par des bactéries spécialisées dont la fonction est de catalyser la transformation de composés thermodynamiquement instables en composés plus stables (Drever 1982). Tous les types de réactions se produisent en séquence, celles fournissant le plus d'énergie aux bactéries ayant lieu en premier.

Il peut y avoir des différences locales significatives entre les conditions oxydo-réductrices de l'ensemble d'un plan d'eau donné. Dans les lacs, les conditions oxydo-réductrices sont le résultat de l'équilibre entre les matières organiques et la concentration en oxygène dissous. Pendant la période d'inversion, la concentration d'oxygène dissous est régie par l'équilibre avec l'oxygène atmosphérique. Lorsque le lac devient stratifié, la teneur en oxygène dissous de l'hypolimnion diminue par suite de la décomposition des matières organiques déposées par l'épilimnion. La quantité totale de matières organiques qui se dépose dans l'hypolimnion pendant la stratification détermine si les eaux deviendront aérobies ou non. Dans les lacs oligotrophes, l'apport en substances nutritives est faible de même que la production photosynthétique; les eaux sont oxygénées à toutes les profondeurs et le pε demeure élevé. Dans les lacs eutrophes, dont la productivité est élevée, l'hypolimnion peut devenir anaérobie. Dans ces conditions, le pε diminue en fonction de la profondeur et du temps écoulé depuis la stratification (Drever 1982). Les réactions séquentielles d'oxydo-réduction qui peuvent se produire alors sont, entre autres, la respiration aérobie, la dénitrification, la réduction des nitrates, la réduction des oxydes de manganèse, des réactions de fermentation, la réduction des sulfates et la formation de méthane (Westall et Stumm 1980). Pendant l'inversion des lacs eutrophes, le sulfure d'hydrogène et d'autres composés tels les métaux lourds peuvent être mélangés à l'épilimnion.

A l'interface eaux-sédiments, où l'oxygène peut être transporté par turbulence, une microzone oxydée d'une profondeur de plusieurs millimètres apparaît. La diffusion de l'oxygène de l'eau et la réduction biochimique qui se produit dans les sédiments déterminent les conditions de cette microzone, qui influent sur la quantité et la nature des substances libérées des sédiments diffusant dans les eaux sus-jacentes. Selon le type et la profondeur du plan d'eau, la microzone oxydée a tendance à s'amincir, pouvant finalement disparaître au fur et à mesure que diminue l'apport en oxygène, que ce soit à la suite de la stratification ou de l'oxydation des substances présentes. A un faible potentiel d'oxydo-réduction, la présence de composés comme les sels de Mn^{2+} et de Fe^{2+} et H_2S modifie les conditions locales (Wetzel 1975; Golterman 1975). Par exemple, la solubilité des métaux qui précipitent normalement sous forme d'hydroxydes peut augmenter et le phosphore peut être libéré des sédiments par suite de la dissolution de l'hydroxyde ferrique et des oxydes ferriques sur lesquels le phosphore est adsorbé (Connell et Miller 1984).

IV.4.7 Photolyse et phototransformation

Les transformations photochimiques provoquées par la lumière solaire peuvent se faire selon un ou plus d'un processus, en fonction de la structure de la substance chimique en réaction et de la présence de certaines autres substances (U.S. EPA 1979). Pour que ces changements aient lieu, il faut cependant que suffisamment d'énergie radiative soit absorbée pour contrebalancer l'énergie des liaisons et permettre la dissociation de la substance.

Les changements photochimiques se produisent selon deux mécanismes principaux:

1. absorption directe de la lumière (photolyse directe) par la substance, puis réaction; ou
2. transfert d'électron ou d'énergie (photolyse indirecte) par un intermédiaire (photosensibilisateur) (Moore et Ramamoorthy 1984).

L'absorption directe de la lumière solaire peut provoquer des réactions de scission des liaisons, de dimérisation, d'oxydation, d'hydrolyse ou de réarrangement (Zepp 1980). Pour tenter de prévoir la vitesse de photolyse en fonction de l'heure du jour, de la saison, de l'endroit et de la profondeur d'eau, on a mis au point des équations faisant intervenir la quantité de rayonnement solaire, le rendement quantique et le spectre d'absorption des polluants (Zepp et Baughman 1978). Lors-

que les concentrations de polluants sont faibles, la vitesse de photolyse directe des substances chimiques (K_p) dans l'eau peut être représentée par une expression de premier ordre (c.-à-d. que la vitesse est directement proportionnelle à la concentration de polluant):

$$K_p = K_a \phi$$

où ϕ = rendement quantique de la réaction
K_a = constante de vitesse de l'absorption de la lumière par la substance chimique (qui est fonction du flux photonique, de la distribution de la lumière et du coefficient d'absorption de la lumière par la substance chimique) (Connell et Miller 1984; Zepp 1980); la constante de vitesse de premier ordre est fonction de l'intensité lumineuse qui varie selon l'heure de la journée, la saison et la latitude (U.S. EPA 1979).

La vitesse d'oxydation photochimique par photolyse indirecte peut être exprimée ainsi (Connell et Miller 1984):

$$-\frac{dA}{dt} = K_{ox}[Ox][A]$$

où K_{ox} = constante de vitesse de deuxième ordre de la réaction de l'oxydant avec le composé A
[A] = concentration du polluant
[Ox] = concentration de l'oxydant

La couleur et la transparence du plan d'eau influent sur les vitesses de photolyse directe et de photolyse indirecte. Quant à la photolyse indirecte, sa vitesse est aussi fonction des concentrations de sensibilisateurs naturels et d'oxygène singulet (CNRC 1982).

Les matières en suspension ont une influence sur la photolyse en milieu aqueux: en contribuant à l'atténuation de la lumière; en diffusant la lumière, en jouant sur les processus de partage; et en éliminant les polluants des eaux sous-jacentes par sorption sur les sédiments qui se déposent. Le brassage des eaux lacustres à la verticale influe aussi sur la quantité de lumière atteignant un polluant. Les polluants de l'épilimnion demeurent dans cette couche jusqu'à la période d'inversion de circulation et sont alors mélangés aux couches plus profondes du plan d'eau. Au-delà de la thermocline, la photolyse est lente, sinon nulle, et le mélange à la verticale avec la zone photique est lent tant et aussi longtemps que le plan d'eau est stratifié (Zepp 1980).

Il est plus difficile d'évaluer l'importance de la photolyse indirecte, car elle peut faire intervenir plusieurs processus photochimiques et que la structure moléculaire des photosensibilisateurs qui l'induisent n'a pas été identifiée. Au cours d'une réaction photosensibilisée, le sensibilisateur (p. ex. matières humiques présentes dans l'eau) absorbe la lumière, passant à un état excité qui peut, sous certaines conditions, transférer efficacement son énergie à un autre composé présent dans l'eau par une série de processus complexes et compétitifs. Il reste toujours à déterminer les voies exactes par lesquelles ces processus se produisent (Zepp 1980). Par exemple, la décomposition photochimique des pesticides peut se faire suivant une série de réactions photolytiques, entre autres, une photooxydation, une hydrolyse et une déchloration réductrice photonucléophiles. Des facteurs comme la présence de photosensibilisateurs naturels, le pH et l'oxygène dissous peuvent agir sur ces réactions (Connell et Miller 1984).

Parmi les transformations induites par photolyse indirecte, citons aussi les réactions avec des oxydants chimiques comme les radicaux péroxyle et hydroxyle et l'oxygène singulet. Ce dernier peut, par exemple, réagir avec les oléfines, les diènes et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (U.S. EPA 1979; CNRC 1982).

En théorie, la somme des vitesses de photolyse directe et de photolyse indirecte donne la vitesse nette de transformation photochimique. Cette vitesse nette peut être réduite par l'apport de polluants dans la zone ensoleillée. Lorsqu'il est possible de considérer que les photoréactions directe et indirecte sont du premier ordre, il est possible d'exprimer la demi-vie ($t_{1/2}$) de photolyse des substances chimiques par l'équation suivante (Zepp 1980):

$$t_{1/2} = \frac{0{,}69}{(K_d + K_s)}$$

où K_d = constante de vitesse de la photolyse directe
K_s = constante de vitesse de la photolyse indirecte

IV.4.8 Précipitation et coprécipitation

Selon les conditions physiques et chimiques, les minéraux se dissoudent dans l'eau ou ils réagissent avec elle. Les propriétés chimiques des minéraux sont changées par les réactions de dissolution et de précipitation, qui libèrent des constituants dans l'eau ou qui en éliminent de l'eau. Il est possible de déterminer grâce au produit de solubilité quelle quantité de composé sera précipitée. La vitesse de précipitation ainsi que la quantité précipitée dépendent du composé et des conditions environnementales locales prévalentes (Lee et Jones 1983).

Dans les eaux naturelles, les réactions de précipitation touchent principalement les carbonates et les hydroxydes; il se peut que d'autres sels précipitent, par exemple les sulfates, les phosphates, les chlorures et les silicates. Le fer ferrique et le Mn(IV) précipitent souvent sous forme d'oxydes hydratés. Beaucoup de métaux de transition donnent des hydroxydes complexes à un pH voisin de 7 (Pagenkopf 1978). A un pH plus élevé, l'adsorption et la coprécipitation des carbonates sont des processus importants d'élimination de Zn, de Co, de Cd et de Pb (Pagenkopf 1978; Connell et Miller 1984).

La coprécipitation est la précipitation simultanée d'un composé, par ailleurs soluble, et d'un sel insoluble (Pagenkopf 1978). La coprécipitation se fait par inclusion isomorphe, adsorption sur une surface, formation de solution solide et occlusion. Il y a inclusion isomorphe lorsqu'un ion de même dimension et de même propriété chimique s'insère dans le précipité sans modifier de façon importante sa structure cristalline. Certains solides, dont les oxydes hydratés, ont une grande aire de surface et peuvent adsorber une grande quantité d'ions étrangers. Il se forme une solution-solide lorsque le soluté se dissout dans la solution solide. Il y a occlusion lorsque des solutés sont emprisonnés dans le réseau cristallin du précipité. Les processus de coprécipitation et de remplacement ont un rôle important dans l'élimination des métaux traces de l'eau sous une forme plus stable (p. ex. coprécipita-

tion du cuivre avec l'hydroxyde ferrique) (Matthess et Harvey 1982).

IV.4.9 Solubilité

La solubilité d'une substance est la quantité totale de soluté demeurant toujours en solution dans des conditions données (c.-à-d. de température et de pression). Il s'agit d'une propriété intrinsèque des substances qui aide à déterminer leur distribution en solution (Verschueren 1983; Connell et Miller 1984).

Le produit de solubilité (K_{ps}) représente le produit des concentrations des espèces ioniques en solution. Il est possible de le calculer lorsque la phase solide d'une substance est en équilibre avec son soluté dans des conditions données. Le K_{ps} est une constante qui peut servir à évaluer la solubilité relative d'un composé. Il est rare que l'équilibre soit atteint en conditions naturelles. La solubilité à l'équilibre peut être modifiée par les diverses substances organiques et les divers ions en compétition dans la solution (Waite 1984).

La connaissance de la solubilité des diverses substances permet de déterminer leur activité en solution et l'importance de la formation de complexes (Pagenkopf 1978). Des facteurs environnementaux tels que le pH, les conditions oxydo-réductrices, la température et la dureté de l'eau ainsi que la nature des matières solides et des matières organiques présentes en solution influent sur la solubilité d'une substance dans l'eau (Stumm et Morgan 1970; Mullins 1977). La solubilité d'une substance chimique dans l'eau agit sur sa sensibilité à l'hydrolyse, à la photolyse, à la complexation, à la volatilisation, à l'oxydation, à la réduction et à la biodégradation (Verschueren 1983).

La solubilité des gaz tant électrolytes que non électrolytes en solution est généralement décrite par la Constante de Henry. Les gaz les plus solubles, par exemple le SO_2, peuvent donner des solutions électrolytiques. La solubilité des gaz donnant des solutions non électrolytiques, par exemple l'oxygène, peut être inversement proportionnelle à la pression de vapeur à la température du système. La solubilité varie grandement aussi en fonction de la température, diminuant habituellement à mesure que la température augmente (Mackay 1980).

Dans certains systèmes, c'est la solubilité des carbonates et des hydroxydes complexes qui régit la concentration de nombreux ions métalliques (Stumm et Morgan 1970; Pagenkopf 1978; Connell et Miller 1984). En solution, les métaux ont généralement la forme d'ions complexes ou simples, ou de complexes ou de chélates organométalliques non ionisés.

En général, une augmentation de température entraîne une plus grande solubilité de la plupart des sels inorganiques. Il existe certaines exceptions, par exemple le sulfate de calcium et le sulfate de sodium, pour lesquels la relation est inverse.

Il est possible de déterminer la solubilité de plusieurs substances organiques d'après (1) la nature des interactions en solution entre la substance et l'eau (c.-à-d. hydrophobie); et (2) dans le cas d'un solide, son point de fusion par rapport à la température du système. De nombreux solutés organiques ont tendance à former des particules colloïdales dans l'eau, dont la concentration peut atteindre plusieurs milligrammes par litre, masquant ainsi la vraie concentration des substances dissoutes (Mackay 1980). Des études permettent aussi de supposer qu'il y a une forte corrélation inverse entre la solubilité d'un composé organique dans l'eau et son coefficient de partage octanol/eau (Verschueren 1983).

IV.4.10 Sorption

L'adsorption est un processus par lequel les ions ou les molécules en solution se concentrent à la surface d'un substrat solide déjà existant. Ce phénomène explique souvent le fait que les concentrations de métaux traces en solution dans les eaux naturelles soient inférieures à celles prévues par les calculs de solubilité à l'équilibre (Pagenkopf 1978; Drever 1982). La tendance d'une substance à se sorber à la surface des particules est un facteur important influant sur sa mobilité et, ultimement, sur son devenir dans les eaux (Verschueren 1983).

Les matières pouvant avoir le rôle de sorbant sont, entre autres, les minéraux argileux, les colloïdes inorganiques et organiques (gels d'hydroxyde ferrique, d'hydroxyde de manganèse et d'acide silicique; colloïdes humiques) ainsi que les téguments et la couche superficielle du corps des organismes vivants et morts (Ruttner 1953; Mill 1980). L'ampleur de la sorption sur un solide d'un composé soluble dans l'eau est fonction (Pagenkopf 1978; Verschueren 1983):

1. des facteurs régissant l'équilibre (p. ex. température, pression atmosphérique et force ionique);
2. des caractéristiques physiques et chimiques du sorbant;
3. de l'aire superficielle du solide; et
4. de la nature et de la répartition des points de fixation sur la surface envisagée.

Il existe différents types de sorption, depuis l'adsorption due aux forces de Van der Waals, où le lien formé entre le soluté et le sorbant est faible, jusqu'à la chimisorption, où il y a une interaction chimique plus intime (Pagenkopf 1978).

Les processus de sorption ont un rôle important sur la régulation de la concentration des métaux et des composés organiques dans l'eau. L'adsorption des ions métalliques varie grandement en fonction du pH, devenant plus importante lorsque l'ion métallique s'hydrolyse. Par exemple, les oxydes hydratés de fer et de manganèse ont un effet sur les concentrations de Mn, de Fe, de Co, de Ni, de Cu et de Zn dans l'eau; le diquat et le paraquat s'adsorbent sur l'argile, et le cadmium, sur les matières humiques (Pagenkopf 1978; Connell et Miller 1984).

La tendance que possède une substance organique en solution à se sorber sur les surfaces est liée à son hydrophobie: en général, moins la substance est soluble, plus elle a tendance à s'adsorber (Pagenkopf 1978; Mill 1980). Les paramètres influant sur l'adsorption des pesticides sur les colloïdes du sol dépendent des caractéristiques du pesticide, par exemple du type de groupement fonctionnel présent dans la molécule organique, de sa configuration, de sa solubilité dans l'eau, de sa constante de dissociation, de sa polarité et de la répartition des charges sur les cations (Pagenkopf 1978; Connell et Miller 1984).

Il s'établit un équilibre dynamique entre la substance présente dans l'eau et celle adsorbée sur une surface. L'une des expressions les plus courantes décrivant la représentation graphique (isotherme d'adsorption) de l'équilibre est celle mise au point par Freundlich (U.S. EPA 1979):

$$C_s = K_p C_e^{1/n}$$

où C_s = concentration du composé dans la phase particulaire
C_e = concentration du composé dans la phase aqueuse
K_p = coefficient de partage par sorption
$1/n$ = facteur exponentiel

La mesure de K_p doit tenir compte de l'équilibre entre les phases, car l'adsorption est généralement rapide et fait intervenir des liaisons faibles alors qu'au stade suivant, la molécule est fixée assez solidement et la désorption est lente.

Les proportions à l'équilibre de produit sorbé et de produit non sorbé sur un type de sédiment peuvent s'exprimer en fonction de la constante d'équilibre (Mill 1980):

$$K_s = [C]_s/[C]_e \text{ (à température constante)}$$

La valeur du K_s d'un composé donné peut varier selon la composition du sédiment. Pour qu'il soit plus facile de comparer tous les sédiments entre eux, il est possible d'exprimer le K_s comme suit:

$$K_s = AK_{sc}$$

où A = teneur en matière organique (mg de C par mg de sédiment)
K_{sc} = constante de sorption réglée en fonction de la teneur en matières organiques

Lorsque A = 1, le coefficient de partage octanol/eau (P_{oe}) peut remplacer K_s (Mill 1980). Cela est important, car des études montrent une proportionnalité étroite entre K_{sc}, la solubilité, la bioconcentration et la teneur en carbone organique des sédiments (U.S. EPA 1979; Mill 1980).

Les processus faisant intervenir des combinaisons chimiques dépendent en grande partie de la stoéchiométrie des réactifs et de la non-réversibilité de la réaction; par contre, l'adsorption est une réaction d'équilibre, qui est donc en théorie réversible. A mesure que diminue la concentration d'une substance dans l'eau, la quantité de substance adsorbée diminue elle aussi. Les composés sorbés peuvent, en théorie, repasser dans l'eau et, par conséquent, devenir accessibles aux organismes (Ruttner 1953). Par contre, lorsque les proportions de composés sorbés sur les sédiments ou le sol sont importantes, les autres processus de transformation influant sur la vitesse globale de disparition du composé seront altérés, car la sorption a le rôle d'un tampon sur la concentration des composés dans l'eau (Mill 1980).

IV.4.11 Volatilisation

La volatilisation est le passage de l'état solide ou liquide à l'état vapeur, puis le déplacement du gaz par advection ou diffusion (Neely et Blau 1985b). Il est reconnu qu'il s'agit d'un processus de transport pour plusieurs substances chimiques caractérisées par une solubilité et une polarité faibles (Mackay et coll. 1980).

Le transport d'un composé depuis les sédiments ou le fond d'un lac, d'un fleuve ou d'une rivière jusque dans l'atmosphère dépend d'une série d'étapes à vitesse limitante. Ces étapes de la diffusion peuvent comprendre: (1) libération des sédiments; (2) diffusion dans l'hypolimnion, la thermocline ou l'épilimnion d'un lac; (3) diffusion à l'interface à travers la pellicule de surface du liquide; (4) transport à travers l'interface; et (5) diffusion à travers la pellicule atmosphérique jusqu'à l'atmosphère. On considère normalement que la diffusion depuis le fond d'une rivière est rapide vu l'effet du courant. Dans le cas des lacs peu profonds, les étapes (3) et (4) sont probablement les processus limitant le transport des substances chimiques, car ils sont plus lents que la diffusion à la verticale à travers l'épilimnion (Mackay et coll. 1980). La vitesse de volatilisation est aussi fonction de la turbulence de l'eau et de la vitesse du vent (CNRC 1982).

La volatilité relative des substances organiques dans l'eau peut être calculée à partir de leur pression de vapeur et de leur solubilité dans l'eau (Hamaker 1972). Afin de pouvoir évaluer le taux de vaporisation absolu des substances organiques peu solubles dans l'eau, Mackay et Leinonen (1975) ont modifié le modèle de Hamaker. Leurs travaux montrent que le partage eau-air des substances organiques (calculé d'après la pression de vapeur et la solubilité) détermine si c'est la résistance de la phase liquide ou de la phase vapeur qui limite la vitesse de perte de la vapeur. Les calculs montrent que la plupart des substances organiques peu solubles se vaporisent rapidement dans l'eau en l'absence d'argile ou de colloïdes organiques (Spencer et Farmer 1980).

Des expériences montrent que les processus de sorption-désorption et leur vitesse peuvent décider si un soluté sorbé est volatilisé ou non lorsque l'eau qui le contient est amenée à la surface pour un court laps de temps. Le soluté se volatilise pendant l'exposition si la demi-vie d'exposition à la surface pendant la volatilisation est plus courte que le temps de désorption. Lorsque la désorption est rapide, les matières qui étaient sorbées se volatilisent une fois désorbées. En général, le soluté se volatilise à la surface, alors que les matières sorbées se désorbent par la suite dans la masse de la colonne d'eau, établissant un nouvel équilibre.

La sédimentation des sorbants augmente habituellement la diffusion vers le bas à un taux qui est fonction de la concentration de substances sorbées et de la vitesse de décantation. Si la vitesse de sédimentation dans la colonne d'eau est lente, la concentration de sorbat laissée par le sorbant sera probablement la concentration d'équilibre. Par contre, si la vitesse est rapide, il se peut que l'équilibre ne soit pas atteint. La sorption a des effets complexes sur les vitesses de transport, car l'augmentation des concentrations diminue les résistances et accroît les taux de diffusion (Mackay et coll. 1980).

Les principales variables utilisées pour calculer les taux de volatilisation des solutés dans les lacs et les autres plans d'eau sont celles décrivant l'équilibre des phases (c.-à-d. la constante de la Loi de Henry ou fugacité; consulter les articles de Mackay et Paterson, 1982 et 1984), celles décrivant la cinétique du système (en fonction de la résistance, des coefficients de transfert massique et des diffusivités), et celles décrivant les propriétés physiques et chimiques du soluté (c.-à-d. sorption et partage air-eau) (Mackay et coll. 1980; Mackay 1981).

IV.5 FACTEURS MODIFIANT LA TOXICITE ENVERS LES ORGANISMES AQUATIQUES

Diverses caractéristiques de l'eau et des organismes peuvent modifier la toxicité des polluants envers les organismes aquatiques. Les propriétés abiotiques aussi bien que bioti-

ques sont des facteurs modifiants. Les facteurs abiotiques comprennent les propriétés physiques et chimiques de l'eau. Les facteurs biotiques sont ceux se rapportant à l'organisme: par exemple, l'espèce, l'étape de la vie, la taille, le statut alimentaire, la santé générale et le degré d'acclimatation aux conditions environnementales naturelles ou aux polluants (Sprague 1985). Le présent chapitre n'a pas pour objet de revoir entièrement les renseignements existants sur les facteurs modifiants. Certains des principaux facteurs sont cependant traités et le lecteur est prié de consulter la documentation appropriée pour plus de détails.

IV.5.1 Effets des facteurs abiotiques sur la vie aquatique

IV.5.1.1 Température

La température agit sur les organismes de diverses façons. Les organismes aquatiques sont adaptés aux variations saisonnières de température de leur habitat propre. Ils peuvent être capables de résister à des variations dépassant cet intervalle, surtout si elles sont de courte durée; par contre, des fluctuations rapides non naturelles dans l'intervalle en question, qui ne laissent pas de temps à l'acclimatation, peuvent avoir des effets délétères (Warren 1971; Alabaster et Lloyd 1984).

Chez les animaux poïkilothermes en particulier, les changements de température influent sur le mouvement, le taux de métabolisme, la fréquence respiratoire, le comportement, et tous les stades de la reproduction comme le développement des gonades et la vitesse de croissance (Warren 1971; Alabaster et Lloyd 1984). Certaines espèces peuvent, par exemple, se fier sur les circonstances climatiques pour stimuler leur horloge physiologique réglant la ponte au moment le plus favorable. En outre, la vitesse de développement et le taux d'activité ou de reproduction peuvent être importants chez les espèces soumises à la compétition et à la prédation, de même que chez celles qui se reproduisent plusieurs fois au cours de la même saison (Macan 1974).

La température optimale de croissance des diverses espèces est différente, de sorte que, selon l'importance et la durée des variations de température, certaines espèces peuvent être favorisées. Plusieurs espèces ne vivent pas à l'intérieur de tout l'intervalle de températures que leur organisme pourrait tolérer, car aux deux extrémités de cet intervalle, elles peuvent rencontrer une espèce ayant le même genre de vie qu'elles, mais une température optimale différente. La seconde espèce peut se déplacer plus rapidement, manger davantage, utiliser les aliments plus efficacement ou se reproduire plus rapidement et éliminer effectivement la première espèce de la compétition (Macan 1974). Il peut s'ensuivre une modification de la composition de la communauté aquatique. Les limites de tolérance peuvent changer au cours de la vie d'un organisme aquatique capable de s'acclimater à un régime différent de température. Cette capacité pourrait cependant être affectée par la présence de polluants (Warren 1971) (voir aussi la section IV.3.9).

IV.5.1.2 Oxygène dissous

La sensibilité des organismes aquatiques à de faibles concentrations d'oxygène dissous varie selon l'espèce, le stade de la vie (p. ex. oeufs, larves, adultes) et l'activité envisagée (p. ex. alimentation, croissance, reproduction) (Alabaster et Lloyd 1984). Les concentrations d'oxygène dissous peuvent varier énormément sur une période de 24 h, étant donné l'activité diurne des algues; ces variations sont différentes selon la saison et le débit (Alabaster et Lloyd 1984; Sprague 1985).

L'oxygène dissous est nécessaire à la respiration aérobie et une trop grande diminution de sa concentration peut être un facteur limitant la survie. La limite létale inférieure dépend de l'espèce. Selon son intensité et sa durée, l'abaissement de la teneur en oxygène dissous peut entraîner un changement de diversité des espèces.

Il est possible que de faibles concentrations d'oxygène dissous affectent la capacité de déceler et d'éviter les toxiques (Alabaster et Lloyd 1984). En outre, les effets des toxiques peuvent être amplifiés lorsque l'organisme aquatique subit un stress causé par une concentration d'oxygène dissous trop faible ou inadéquate. Une baisse de la concentration d'oxygène dissous entraîne une irrigation accrue des surfaces respiratoires, les exposant ainsi à une plus grande quantité de tout toxique présent dans l'eau (Warren 1971; Sprague 1985). L'augmentation de la fréquence ventilatoire peut aussi, d'une part, entraîner la colmatation des branchies par les matières en suspension ou, d'autre part, si ces matières sont abrasives, endommager la surface des branchies.

IV.5.1.3 Concentration d'ions hydrogène

Les effets directs du pH sur les organismes s'aggravent à mesure que l'écart avec l'intervalle naturel (6,5-9,0) s'agrandit. Le lecteur trouvera un résumé de ces effets dans l'article d'Alabaster et Lloyd (1984). En général, peu de poissons peuvent s'acclimater à un pH de 3,5-4,0. Certaines espèces telles que la perche et le brochet en sont capables, sans toutefois pouvoir se reproduire dans ces conditions. Dans les eaux alcalines, la limite de tolérance de nombreux poissons se situe vers un pH de 9,0-9,5; cependant la plupart des invertébrés ne sont pas affectés. L'exposition à un pH variant entre 9,5 et 10,0 peut être létale pour les salmonidés lorsqu'elle se prolonge sur un grand laps de temps (Sprague 1985).

IV.5.1.4 Matières particulaires

Dans les réseaux aquatiques, les particules en suspension ont pour effet de diminuer la pénétration de la lumière et, par conséquent, la productivité primaire. Des études montrent que de fortes concentrations de matières solides en suspension peuvent provoquer directement la mort des poissons en colmatant et en corrodant leurs branchies, augmenter la sensibilité des poissons aux maladies, limiter la disponibilité des aliments, affecter la vitesse de croissance, les déplacements normaux et la migration, et inhiber le développement des oeufs (Alabaster et Lloyd 1984). En outre, l'enfouissement des plantes et des invertébrés benthiques par la sédimentation de ces matières entraîne des effets abrasifs et mortels.

Les matières particulaires peuvent décanter et se déposer sur les sédiments de fond à des vitesses variant selon la turbulence de l'eau et la densité des particules. Dans la couche de fond, c'est la turbulence qui détermine si les particules demeurent ou non en permanence dans les sédiments.

Les matières particulaires peuvent agir comme sorbant des substances chimiques présentes dans la colonne d'eau. Les substances organiques, les substances nutritives et les métaux lourds peuvent être sorbés à la surface de ces particules et, par conséquent, leurs effets biologiques peuvent être modifiés (Kranck 1980). De plus, la dégradation microbienne d'un matériel riche en matières organiques peut contribuer à la désoxygénation des eaux de fond.

IV.5.2 Exposition

Les organismes aquatiques sont exposés aux polluants présents dans l'eau, les sédiments et leurs aliments. Les processus physiologiques ayant cours dans les organismes influent sur la quantité de toxiques et de métabolites trouvés dans les liquides organiques, les tissus et les organes. Par exemple, les algues phytoplanctoniques ont un grand potentiel pour accumuler les polluants vu l'importance de leur aire de surface capable d'échange exposée à l'environnement (Davies 1978). Les mollusques et les autres organismes filtreurs sont aussi capables d'une accumulation importante, car ils sont en contact constant et intense avec les polluants, tant par l'eau que par leurs aliments (Boudou et coll. 1983).

Chez les poissons, l'exposition directe peut se faire à travers la peau et l'épithélium respiratoire; dans ce dernier tissu, la surface permettant l'échange entre le sang et l'environnement a une grande superficie, et l'exposition indirecte se fait par la voie du tractus gastro-intestinal (Boudou et coll. 1983). Une fois absorbées, les substances se répartissent dans les divers organes et tissus de l'organisme en passant par l'appareil circulatoire et en diffusant à travers les membranes (Connell et Miller 1984). L'excrétion des polluants se fait principalement dans l'urine ou la bile.

L'accumulation des polluants dans les organes cibles dépend de facteurs comme les propriétés physiques et chimiques du polluant, le degré d'irrigation de l'organe et les sites d'interaction qui s'y trouvent. Certains composés organiques, par exemple les PCB et les insecticides organochlorés, peuvent se déposer dans les tissus gras. Le manque de nourriture et le stress peuvent entraîner une mobilisation rapide de ces composés et leur passage dans la circulation sanguine, d'où des dommages au système nerveux ou aux reins. Les mécanismes de détoxication peuvent faire intervenir un stockage temporaire ou prolongé dans des sites inactifs de l'organisme. Le stockage des métaux peut, par exemple, se faire par fixation sur les protéines, les polysaccharides et les acides aminés des tissus mous ou des liquides organiques. Les os et l'exosquelette permettent un stockage plus permanent d'éléments tels que Pb, Cd et Hg (Connell et Miller 1984).

IV.5.3 Effets

Les organismes n'ont pas tous la même sensibilité aux polluants. L'absorption, la répartition et l'élimination des substances chimiques dans un organisme sont régies par de nombreux facteurs intrinsèques, entre autres le taux et le mode métaboliques. L'alimentation est un facteur qui influe sur la toxicité des substances en altérant des fonctions physiologiques et biochimiques. De plus, l'activité physique, la capacité de s'acclimater et l'état physiologique (p. ex. frai, mue, passage de l'eau salée en eau douce), l'âge, le sexe, l'espèce et la souche agissent aussi sur la sensibilité de l'organisme (Connell et Miller 1984; Rand et Petrocelli 1985). On a déjà traité des facteurs extrinsèques relatifs aux propriétés physiques et chimiques de l'eau.

L'exposition, à court terme ou à long terme, à des substances toxiques peut entraîner des effets délétères. Il est possible d'évaluer la réaction spécifique d'un organisme à un polluant en fonction de l'importance de ses effets (y compris leur absence) et du temps nécessaire à leur apparition (p. ex. effets aigus et chroniques en fonction de la durée de vie de l'organisme) (Connell et Miller 1984). Des effets létaux et sublétaux peuvent survenir après une seule exposition, ou des expositions répétées ou à long terme. La période de latence précédant la détection de ces effets peut être assez longue, surtout lorsque l'exposition se fait à de faibles concentrations (Rand et Petrocelli 1985).

Dans les populations naturelles, les effets sublétaux peuvent réduire indirectement les chances de survie ou de reproduction et entraîner des changements de composition et de diversité des espèces (Connell et Miller 1984). Les effets sublétaux peuvent être de type comportemental: par exemple, altération de la capacité d'apprentissage ou de la réaction à des stimuli naturels; de type physiologique: par exemple, effets sur la croissance et diminution de la capacité reproductrice; ou de type biochimique: par exemple, modification des concentrations de cholinestérase et d'électrolytes dans le cerveau (Connell et Miller 1984; Nicholson 1984). Ces effets peuvent être réversibles et diminuer ou cesser avec le temps; les interactions réversibles entre la substance et le substrat biologique, ou récepteur, laissent habituellement la substance et le récepteur non modifiés. Les effets irréversibles sont, entre autres, des réactions cancérogènes et mutagènes faisant intervenir l'altération des molécules d'ADN. Sur un grand laps de temps, les effets sublétaux peuvent apporter des modifications subtiles du comportement, de la biochimie, de la morphologie, de la résistance et de la capacité de reproduction qui influent sur la capacité de survie d'un organisme (Connell et Miller 1984; Rand et Petrocelli 1985).

Les effets délétères sont immédiats ou à retardement, selon les propriétés intrinsèques de l'organisme et celles du polluant et les possibilités de biotransformation dans l'organisme. Ils peuvent être locaux ou systémiques, séquentiels ou simultanés, ou encore faire l'objet d'interactions toxicologiques (p. ex. synergie d'addition, antagonisme, potentialisation) (Rand et Petrocelli 1985).

Un organisme peut réagir différemment à un mélange de polluants et à chacun d'entre eux. La toxicité des mélanges couvre une vaste gamme d'effets allant de l'antagonisme à la potentialisation. Lorsque la toxicité de deux substances en mélange est égale à la somme des toxicités des deux substances prises séparément, l'interaction est dite synergie d'addition. Ce genre d'interaction offre plusieurs variations possibles selon le degré d'additivité (p. ex. synergie infra-additive ou supra-additive). L'antagonisme est une interaction entraînant une toxicité moindre que celle prévue pour le mélange en l'absence de toute interaction entre les deux substances; il peut être compétitif (l'un des toxiques déplace l'autre de son site d'action), chimique (l'une des substances

inactive l'autre par une interaction chimique: par exemple, la chélation de certains métaux), fonctionnel (deux substances agissent sur le même système cellulaire mais contribuent de façon différente à une réaction particulière de la cellule), et physiologique (les substances agissent sur des systèmes cellulaires différents et produisent des effets opposés) (Warren 1971; Connell et Miller 1984). Il y a potentialisation lorsque la toxicité d'une substance est accrue en présence d'une autre substance. Les mécanismes de la potentialisation ne sont pas compris complètement, mais certaines hypothèses ont été proposées: par exemple, augmentation de la vitesse d'absorption, réduction de la vitesse d'excrétion, modification des mécanismes de détoxication (Alabaster et Lloyd 1984; Rand et Petrocelli 1985). Alabaster et Lloyd (1984) traitent des effets des mélanges d'un certain nombre de polluants.

En ce moment, il y a un manque de renseignements adéquats sur lesquels baser une approche générale à l'évaluation et à la prévision des toxicités de mélanges. L'étude des effets de mélanges sur les poissons et sur d'autres organismes fait souvent intervenir des modèles prévisionnels (Mackay 1982).

IV.5.4 Mécanismes de la toxicité

Les substances peuvent interagir avec la cellule à toutes les étapes participant à l'entretien des fonctions cellulaires normales. L'action des substances toxiques peut accroître ou diminuer l'absorption par la cellule des substances servant à la production d'énergie ou au maintien des équilibres osmotique et électrique de la cellule; les substances peuvent aussi réagir avec des enzymes ou des métabolites des réactions enzymatiques (Warren 1971; Connell et Miller 1984).

Par exemple, les mécanismes de toxicité des ions métalliques sont généralement classables en trois catégories (Connell et Miller 1984):

1. blocage des groupements fonctionnels essentiels des biomolécules (p. ex. protéines et enzymes);
2. substitution des ions métalliques essentiels des biomolécules; et
3. modification de la conformation active des biomolécules.

Certaines études laissent entendre que les hydrocarbures chlorés agissent par dissolution de la membrane de graisse entourant les fibres nerveuses, nuisant ainsi au transport des ions vers l'intérieur ou l'extérieur de la fibre. Dans le cas des organophosphates, le site d'intoxication est la fente synaptique. Les organophosphates et les pesticides carbamates désactivent l'acétylcholinestérase (ACHE), une enzyme qui, normalement, hydrolyse l'acétylcholine une fois qu'elle a transmis l'influx nerveux à travers l'interstice synaptique. L'inhibition du processus d'hydrolyse entraîne une accumulation d'acétylcholine et l'apparition d'une série d'influx nerveux anormaux (tremblements, convulsions, paralysie) (Mullins 1977). L'exposition à des concentrations extrêmement faibles de certains autres pesticides (p. ex. aux insecticides organochlorés) induit souvent une augmentation de l'activité du système enzymatique hépatique. Cette activité peut influer sur d'autres processus métaboliques, entraînant des effets de synergie ou d'antagonisme par stimulation des systèmes enzymatiques responsables de la métabolisation des pesticides.

IV.5.5 Importance des membranes

Les membranes régissent le déplacement des substances en solution de part et d'autre des membranes. La répartition d'un contaminant dépend donc en grande partie de sa capacité de traverser les membranes biologiques. Les mécanismes de transport comprennent, entre autres, la diffusion passive, la filtration, le transport actif, la diffusion assistée et la pinocytose (Connell et Miller 1984).

Lorsqu'il y a un gradient de concentration d'une substance chimique de part et d'autre d'une membrane qui lui est perméable, il peut y avoir diffusion passive à travers cette membrane. L'expression transport spécial englobe aussi bien le transport actif que le transport assisté. Ces deux processus assurent la régulation des sucres, des acides aminés et des métaux essentiels. Les phénomènes suivants sont caractéristiques du transport actif: (1) les substances chimiques se déplacent à l'inverse des gradients électrochimiques; (2) en présence de concentrations élevées de la substance, il y a saturation et le transport est maximum; (3) le transport est sélectif; et (4) le transport nécessite une dépense d'énergie (Connell et Miller 1984; Spacie et Hamelink 1985). La diffusion assistée fait intervenir le transport par un vecteur, mais la substance ne se déplace pas en sens inverse d'un gradient de concentration et le processus ne demande aucun apport d'énergie cellulaire.

Les membranes biologiques sont principalement constituées de lipides. Les facteurs ayant une influence prédominante sur le déplacement des substances à travers ces membranes sont la solubilité dans les lipides et dans l'eau, la polarité, la stabilité chimique et la masse moléculaire de la substance ainsi que son degré d'ionisation. La vitesse de déplacement de la substance dans l'organisme est influencée par l'activité métabolique de l'organisme et par des facteurs extrinsèques tels que la température, le pH et la dureté de l'eau ainsi que par d'autres substances (Hunn et Allen 1974).

La solubilité dans les lipides est souvent définie par le coefficient de partage octanol/eau (P_{oe}). A mesure que ce coefficient augmente, la substance s'accumule davantage et sa toxicité est plus grande. On a établi une corrélation entre la solubilité des substances organiques dans l'eau et leur accumulation dans les poissons: lorsque la solubilité diminue, l'accumulation augmente (Zitko 1980).

En général, les composés organiques non ionisés traversent les membranes biologiques plus facilement que les composés organiques ionisés. Les espèces moléculaires non dissociées de composés inorganiques peu ionisés tels que le sulfure d'hydrogène et l'ammoniac, sont très toxiques pour les poissons (Zitko 1980).

Le P_{oe} est souvent utilisé pour l'étude des relations structure-activité, car on a observé une corrélation entre ce coefficient et la toxicité de certaines substances chimiques (Haque et coll. 1980). Le principe des relations qualitatives structure-activité se fonde sur la modification de certaines propriétés et de l'activité biologique des composés en fonction des substituants qu'ils comportent (Haque et coll. 1980; Koch 1984).

IV.5.6 Bioaccumulation

L'absorption et la rétention d'une substance par un organisme peuvent entraîner des concentrations élevées de cette

substance et avoir des effets délétères sur l'organisme en question. Les renseignements concernant la concentration d'exposition et le métabolisme ainsi que la libération de la substance de l'organisme ont un rôle clé dans l'évaluation des risques et des dangers que celle-ci comporte (Haque et coll. 1980).

La bioaccumulation est le résultat de l'équilibre entre l'absorption et l'élimination. Lorsqu'une trop grande quantité d'une substance est absorbée, il se peut que les processus homéostatiques qui règlent sa teneur organique et sa répartition dans les tissus soient inhibés et qu'il y ait bioaccumulation, car la vitesse d'adsorption dépasse la vitesse de dépuration (Connell et Miller 1984).

Pour pouvoir être transportées à travers les membranes biologiques, les substances doivent être dissoutes. La biodisponibilité des substances dissoutes est réduite par la sorption sur les matières solides en suspension, les sédiments, les acides humiques et d'autres macromolécules, et par la formation de suspension colloïdale, la chélation, la complexation et l'ionisation.

La bioaccumulation désigne le processus de transfert des substances d'un niveau trophique du réseau alimentaire aquatique à l'autre. Par exemple, même s'il n'y a que des traces d'un toxique présentes dans l'eau, cette substance peut avoir des effets biologiques importants si elle est absorbée sélectivement et accumulée dans les tissus d'un organisme (bioconcentration) (Dagani 1980). Il est possible d'évaluer la concentration d'une substance à chaque niveau du réseau d'après le facteur de bioconcentration des espèces de ce niveau plus la contribution due à l'ingestion des espèces du niveau immédiatement inférieur. Le facteur de bioconcentration est une mesure de la tendance d'une substance à se concentrer dans les organismes aquatiques (Neely et coll. 1974). Il peut être relié à la lipophylie et à la solubilité dans l'eau d'un composé ainsi qu'à des paramètres représentatifs des équilibres physiques et chimiques (par exemple, le coefficient de partage *n*-octanol/eau). Les substances organiques peu solubles dans l'eau peuvent, par exemple, être stockées et concentrées dans les tissus organiques gras. Dans l'environnement aquatique, la concentration d'une substance peut subir des variations temporelles dues à des pertes par évaporation, à l'hydrolyse et à d'autres processus de dégradation. Ces facteurs influent sur l'atteinte de l'équilibre entre l'eau et la biophase. Dans un organisme, la diffusion lente vers les lipides et la métabolisation peuvent aussi modifier cet équilibre (Chiou 1981).

Lorsque le coefficient de partage octanol/eau (P_{oe}) d'une substance n'est pas connu, on peut le calculer en prenant le P_{oe} d'un analogue structural et en apportant une correction pour chaque type de substituant selon sa position sur la molécule. Le concept de la relation structure-activité (SA) est basé sur la variation de certaines propriétés et de l'activité biologique des substances chimiques en fonction des substituants. On a observé, dans une série d'homologues, une corrélation entre le P_{oe} et certains caractères de toxicité. Cependant, ce concept peut aussi s'appliquer à une série de substances chimiques dont le squelette est identique, mais qui renferment des groupements fonctionnels et des substituants différents (Haque et coll. 1980). Les relations entre la structure moléculaire, le devenir et la toxicité des composés étudiés servent de base pour prévoir le devenir et la toxicité de substances chimiques non testées et faire une interprétation qualitative de leur action (Haque et coll. 1980; Koch 1984).

IV.5.7 Bioamplification

La bioamplification résulte de la rétention et de la concentration d'une substance résistante à la dégradation, en passant d'un niveau trophique du réseau alimentaire à un autre. L'importance de la bioamplification est fonction du nombre de stades dans le réseau alimentaire, des types d'organismes qui le composent, de la substance bioaccumulée, de la dose de substance à chaque niveau du réseau et, finalement, du temps de contact avec cette substance (Ray et Trieff 1980).

IV.5.8 Biotransformations

Le métabolisme de plusieurs organismes est capable de désactiver ou d'activer certaines substances (p. ex. biodégradation, détoxication et métabolisation) (Connell et Miller 1984; Lech et Vodicnik 1985). Ces transformations peuvent avoir des effets remarquables sur les propriétés physiques, chimiques, pharmacocinétiques et toxicologiques d'une substance. De nombreux facteurs agissant sur les processus physiologiques peuvent influer sur les biotransformations, entre autres: alimentation, saison, température, photopériode, espèce, souche, stade dans le cycle de vie et sexe. Bien que plusieurs de ces facteurs aient été étudiés, il est encore difficile d'évaluer avec précision leur contribution aux biotransformations (Lech et Vodicnik 1985).

Diverses réactions de biotransformation (p. ex. oxydation, hydrolyse, réduction, conjugaison) peuvent se produire à l'intérieur d'un organisme et les produits qui en résultent peuvent se comporter autrement que le composé de départ (Rand et Petrocelli 1985). Le mécanisme général de plusieurs de ces transformations est l'induction par des systèmes enzymatiques; il consiste en la formation de métabolites (en général, par des oxydations à fonction mixte dépendantes du cytochrome P-450) et leur transformation en conjugués moins toxiques et plus hydrophyles. Par exemple, une oxydase à fonction mixte (OFM), dépendante du cytochrome P-450 et agissant dans le réticulum endoplasmique, peut être responsable de l'oxydation des corps étrangers; les oxygénases dépendantes du NADPH catalysent l'introduction d'oxygène moléculaire dans les substrats organiques (Zitko 1980; Connell et Miller 1984).

Parmi les autres processus de biotransformation, citons l'excrétion des substances ou de leurs métabolites par diffusion au travers des membranes cellulaires sans conjugaison et, à l'occasion, par conjugaison directe. Par exemple, chez les microorganismes, les métabolites sont excrétés au travers de la surface cellulaire; chez les plantes, les pesticides et leurs métabolites sont conjugués à des composés endogènes et déposés dans les vacuoles; chez les animaux, l'excrétion des conjugés se fait principalement dans l'urine et la bile (Connell et Miller 1984). Certaines transformations produisent des métabolites réactifs; par exemple l'oxydation des hydrocarbures aromatiques et des oléfines donne comme intermédiaires des oxydes d'arène et des époxydes. Certains de ces métabolites

peuvent agir sur le matériel génétique comme agents cancérogènes et mutagènes primaires (Lech et Vodicnik 1985).

IV.5.9 Effets sur la structure des communautés

Dans les réseaux aquatiques naturels, les organismes sont continuellement exposés aux fluctuations de leur environnement. Certaines espèces s'y adaptent, alors que d'autres en sont incapables. La productivité de l'environnement aquatique est donc modifiée, ainsi que la composition des espèces et leur abondance en fonction du temps et du lieu. Par exemple, lorsque les espèces sensibles diminuent en nombre, la structure de la communauté peut subir une perte de diversité. Lorsque les populations touchées sont importantes, c'est le fonctionnement de la communauté qui peut être modifié.

Plusieurs études faites sur la toxicité en milieu aquatique portent sur des relations de cause à effet. Ces études sont un outil important pour la compréhension et l'évaluation des dangers potentiels des substances chimiques. Toutefois, l'action d'un toxique est plus facile à prévoir en laboratoire que sur le terrain où les études portent sur la réaction de populations et de communautés (Connell et Miller 1984).

Comme les effets toxiques sur une population sont le reflet des effets sur chaque individu, les effets de la toxicité sur une communauté viennent des effets différentiels sur les populations. La densité de population et la diversité des espèces peuvent être altérées par l'exposition aussi bien directe qu'indirecte à une substance toxique. Il peut y avoir élimination d'une population sensible soit directement, soit par une modification du comportement des individus et de leur capacité à lutter pour la survie. Un polluant peut avoir des effets délétères sur l'organisme des espèces brouteuses telles que le plancton et les insectes, qui peuvent être plus sensibles à ses propriétés létales. Les organismes qui se nourrissent de ces espèces sont ensuite touchés et doivent trouver une autre source d'aliments ou mourir de faim. Les substances toxiques peuvent aussi altérer indirectement les caractéristiques physiques de l'environnement, nuisant ainsi à la survie des organismes (p. ex. l'épandage d'un herbicide à base de sulfate de cuivre peut entraîner des conditions anaérobies, car il provoque la décomposition de grandes quantités de matières organiques) (Meyers et Hendricks 1985).

Il est difficile de se documenter sur les effets sublétaux à long terme sur les populations, car en conditions naturelles, les organismes touchés sont souvent éliminés par des méthodes naturelles (prédation, maladies secondaires, etc.). Lorsque les polluants entraînent une perte de perception sensorielle ou une perturbation du système oculaire, ils peuvent avoir des effets délétères chroniques directs sur des comportements critiques comme la migration, la fuite et le choix des proies. Le comportement normal est remplacé par un comportement aberrant qui, s'il porte sur les cycles de reproduction, peut mettre la survie d'une population en danger (Meyers et Hendricks 1985).

Sous certaines conditions, lorsque des communautés biologiques naturelles ont été exposées à des substances toxiques pendant des périodes assez longues, il est possible que les populations locales soient parvenues à une adaptation génétique permettant à certaines espèces de persister sous des conditions qui seraient par ailleurs délétères. Ce type d'adaptation a été étudié au cours d'expositions à très long terme à une composition constante en métaux lourds (Golterman et coll. 1983). La capacité de développer une tolérance et de s'adapter à la pollution constitue un avantage. Cependant, dans les zones fortement polluées, les organismes peuvent accumuler de grandes concentrations de polluants et les transmettre, par l'intermédiaire du réseau alimentaire, à d'autres niveaux trophiques dont les prédateurs ne sont pas aussi bien adaptés.

IV.6 BIBLIOGRAPHIE

Alabaster, J.S. et R. Lloyd. 1984. Water Quality Criteria for Freshwater Fish. 2nd edition. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. 361 pp.

Alexander, M. 1980. Biodegradation of toxic chemicals in water and soil. *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. R. Haque (ed.). Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 179-190.

ASCE. 1972. Ground Water Management. Manuals and Reports on Engineering Practice. No. 40. The American Society of Civil Engineers, New York. 214 pp.

Babich, H. et G. Stotzky. 1983. Influence of chemical speciation on the toxicity of heavy metals to the microbiota. *Dans* Aquatic Toxicology. J.O. Nriagu (ed.). John Wiley & Sons, Inc., New York. pp. 1-46.

Birge, E.A. 1910. An unregarded factor in lake temperature. Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett. 16: 989-1016. (Mentionnée dans Kwiatkowski 1984.)

Birge, E.A. et C. Juday. 1921. The inland waters of Wisconsin. The dissolved gases of the water and their biological significance. Wis. Geol. Nat. Hist. Surv. Bull. XXII. (Mentionnée dans Kwiatkowski 1984).

Blair, A.H. 1974. Hydrogeological factors in ground water pollution. *Dans* Groundwater Pollution in Europe. J.A. Cole (ed.). Water Information Center, Inc. Port Washington, New York. 547 pp.

Borgmann, U. 1983. Metal speciation and toxicity of free metal ions to aquatic biota. *Dans* Aquatic Toxicology. J.O. Nriagu (ed.). John Wiley & Sons, New York. pp. 47-72.

Boudou, A., D. Georgescauld et J.P. Desmazès. 1983. Ecotoxicological role of the membrane barriers in transport and bioaccumulation of mercury compounds. *Dans* Aquatic Toxicology. J.O. Nriagu (ed.). John Wiley & Sons, Inc., New York. pp. 117-136.

Bowen, H.J.M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press Inc., New York. p. 14.

Burns, L.A. et G.L. Baughman. 1985. Fate modelling. *Dans* Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications. G.M. Rand and S.R. Petrocelli (eds.). McGraw-Hill International Book Co., New York. pp. 558-584.

Chiou, C.T. 1981. Partition coefficient and water solubility in environmental chemistry. *Dans* Hazard Assessment of Chemicals. Current Developments. Vol. I. J. Saxena and F. Fisher (eds.). Academic Press, Inc., New York. pp. 117-153.

CMI. 1978. Rapport annuel à la Commission mixte internationale par le Conseil consultatif de recherches sur les Grands lacs, Windsor (Ontario). 64 pp.

CNRC. 1982. Contrôle de la persistance relative de produits organiques lipophiles dans les écosystèmes aquatiques – analyse du rôle d'une simple simulation par ordinateur. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18571. 335 pp.

Connell, D.W. et G.J. Miller. 1984. Chemistry and Ecotoxicology of Pollution. John Wiley & Sons, Inc., New York. 444 pp.

Dagani, R. 1980. Aquatic toxicology matures, gains importance. Chem. Eng. News 58: 18-23.

Davies, A.G. 1978. Pollution studies with marine plankton. Part II. Heavy metals. Adv. Mar. Biol. 15: 381-508. (Mentionnée dans Boudou et coll. 1983.)

Demayo, A., A.R. Davis et M.A. Forbes. 1978. Forms of Metals in Water. Sci. Ser. No. 87. Direction générale des eaux intérieures, Pêches et Environnement Canada, Ottawa. 24 pp.

Drever, J.I. 1982. The Geochemistry of Natural Waters. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey. 388 pp.

Duffus, J.H. 1980. Environmental Toxicology. Edward Arnold (Publishers) Ltd., London. pp. 105-107.

EIFAC. 1976. Report on Copper and Freshwater Fish. Prepared by European Inland Fisheries Advisory Commission Working Party on Water Quality Criteria for European Freshwater Fish with the Co-operation of the United Nations Environment Programme (UNEP), Food and Agriculture Organization, Rome. EIFAC Tech. Pap. No. 27.

Eichenberger, B.A. et K.Y. Chen. 1982. Origin and nature of selected inorganic constituents in natural waters. *Dans* Water Analysis. Vol. 1. Inorganic Species. Part I. R.A. Minear and L.H. Keith (eds.). Academic Press, Inc., New York. pp. 1-54.

FAO. 1979. Groundwater Pollution: Technology, Economics and Management. Publications Division. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome. 137 pp.

Faust, S.D. et D.M. Aly. 1981. Chemistry of Natural Waters. Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, Michigan. 400 pp.

Forstner, U. et G. Wittman. 1979. Metal Pollution in the Aquatic Environment. Springer-Verlag, New York. 486 pp. (Mentionnée dans Horowitz 1985.)

Freeze, R.A. et J.A. Cherry. 1979. Groundwater. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey. 604 pp.

Frevert, T. 1985. Chemical limnology. *Dans* The Handbook of Environmental Chemistry. Vol. 1. Part D. The Natural Environment and the Biogeochemical Cycle. O. Hutzinger (ed.). Springer-Verlag, New York. pp. 83-124.

Golterman, H.L. 1975. Physiological Limnology. An Approach to the Physiology of Lake Ecosystems. Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam, The Netherlands. 489 pp.

Golterman, H.L., R.S. Clymo et M.A.N. Ohnstad. 1978. Methods for Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters. Blackwell Scientific Publ., Oxford, Great Britain. 248 pp.

Golterman, H.L., P.G. Sly et R.L. Thomas. 1983. Study of the Relationship Between Water Quality and Sediment Transport. Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture, Paris, France. 231 pp.

Hamaker, J.W. 1972. *Dans* Organic Chemicals in the Soil Environment. C.A.I. Goring and J.W. Hamaker (eds.). Marcel Dekker, New York. pp. 341-397. (Mentionnée dans Spencer et Farmer 1980.)

Haque, R., J. Falco, S. Cohen et C. Riordan. 1980. Role of transport and fate studies in the exposure, assessment and screening of toxic chemicals. *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. R. Haque (ed.). Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 47-67.

Hart, B.T. 1974. A Compilation of Australian Water Quality Criteria. Australian Water Resources Council, Department of the Environment and Conservation, Canberra, Australia. Tech. Pap. No. 7. Res. Proj. No. 71/36. 187 pp.

Hem, J.D. 1985. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. 3rd edition. Water Supply Paper 2254. U.S. Geological Survey, Alexandria, Virginia. 263 pp.

Horne, R.A. 1978. The Chemistry of Our Environment. John Wiley & Sons, Inc., New York. pp. 235-301.

Horowitz, A.J. 1985. A Primer on Trace Metal-Sediment Chemistry. U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2277. U.S. Geological Survey, Alexandria, Virginia. 67 pp.

Houston, A.H. 1983. Effets de la pollution thermique sur les poissons. Comité associé sur les critères scientifiques concernant l'état de l'environnement, Conseil national de recherches Canada, Ottawa. CNRC nº 18567. 210 pp.

Hunn, J.B. et J.L. Allen. 1974. Movement of drugs across the gills of fishes. Annu. Rev. Pharmacol. 14: 47-55. (Mentionnée dans Zitko 1980.)

Hynes, H.B.N. 1970. The Ecology of Running Waters. University of Toronto Press, Toronto, Ontario. 555 pp.

IHP. 1982. Dispersion and Self-Purification of Pollutants in Surface Water Systems. A Contribution to the International Hydrological Program (IHP). P.G. Whitehead and T. Laek (eds.). IHP Working Group G.I. Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture, Paris, France. Tech. Pap. 23. 98 pp.

Jenne, E. 1976. Trace element sorption by sediments and soils – sites and processes. *Dans* Symposium on Molybdenum. Vol. 2. W. Chappell and K. Paterson (eds.). Marcel Dekker, New York. pp. 425-553. (Mentionnée dans Horowitz 1985.)

Jenne, E.A. et S.N. Luoma. 1977. Forms of trace elements in soils, sediments, and associated waters: an overview of their determination and biological activity. *Dans* Proc. Symp. on Biological Implications of Metals in the Environment, Energy Res. Dev. Admin. Symp. Ser. 42. pp. 110-143. (Mentionnée dans Demayo et coll. 1978.)

Koch, R. 1984. Quantitative structure-activity relationships in ecotoxicology: possibilities and limits. *Dans* QSAR in Environmental Toxicology. K.L.E. Kaiser (ed.). Proc. Workshop on Quantitative Structure-Activity Relationships (QSAR) in Environmental Toxicology, McMaster University, Hamilton, Ontario, August 16-18, 1983. D. Reidel Publ. Co., Dordrecht, Holland. pp. 207-222.

Kramer, J.R. 1982. Alkalinity and acidity. *Dans* Water Analysis. Vol. I. Inorganic Species. Part I. R.A. Minear and L.H. Keith (eds.). Academic Press, Inc., New York. pp. 85-135.

Kranck, K. 1980. Sedimentation processes in the sea. *Dans* The Handbook of Environmental Chemistry. Vol. 2. Part A. Reactions and Processes. O. Hutzinger (ed.). Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, Germany. pp. 62-75.

Kwiatkowski, R.E. 1984. Retrospective du lac Erié. *Dans* Evaluation statistique du programme de surveillance des Grands lacs entre 1966 et 1981 – Lac Erié. A.H. El-Shaarawi (ed.). Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, Burlington (Ontario). Ser. Sci. nº 36. pp. 3-27.

Lack, T.J. (ed.). 1984. Environmental Protection: Standards, Compliance and Costs. Ellis Horwood Ltd., West Sussex, England. 329 pp.

Laxen, D.P.H. 1983. The chemistry of metal pollutants in water. *Dans* Pollution: Causes, Effects and Controls. 1983. R.M. Harrison (ed.). R. Soc. Chem., Burlington House, London. pp. 104-123.

Lech, J.J. et M.J. Vodicnik. 1985. Biotransformation. *Dans* Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications. G.M. Rand and S.R. Petrocelli (eds.). McGraw-Hill Publ. Book Co., New York. pp. 526-557.

Lee, G.F. et R.A. Jones. 1983. Translation of laboratory results to field conditions: the role of aquatic chemistry in assessing toxicity. *Dans* Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. 6th Symp., ASTM Spec. Tech. Publ. 802. W.E. Bishop, R.D. Cardwell and B.B. Heidolph (eds.). American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania. pp. 328-349.

Leland, H.V. et J.S. Kuwabara. 1985. Trace Metals. *Dans* Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications. G.M. Rand and S.R. Petrocelli (eds.). McGraw-Hill International Book Co., New York. pp. 374-415.

Macan, T.T. 1974. Freshwater Ecology. Longman Group Ltd., London. 343 pp.

Mackay, D. 1980. Solubility, partition coefficients, volatility, and evaporation rates. *Dans* The Handbook of Environmental Chemistry. Vol. 2. Part A. Reactions and Processes. O. Hutzinger (ed.). Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg, Germany. 307 pp.

Mackay, D. 1981. Environmental and laboratory rates of volatilization of toxic chemicals from water. *Dans* Hazard Assessment of Chemicals. Current Developments. Vol. 1. J. Saxena and F. Fisher (eds.). Academic Press, New York. pp. 303-322.

Mackay, D. 1982. Correlation of bioconcentration factors. Environ. Sci. Technol. 16: 274-278. (Mentionnée dans Connell et Miller 1984.)

Mackay, D. et P.J. Leinonen. 1975. Rate of evaporation of low-solubility contaminants from water bodies to atmosphere. Environ. Sci. Technol. 9: 1178-1180. (Mentionnée dans Spencer et Farmer 1980.)

Mackay, D. et S. Paterson. 1982. Fugacity revisited. The fugacity approach to environmental transport. Environ. Sci. Technol. 16: 654A-660A.

Mackay, D. et S. Paterson. 1984. Spatial concentration distributions. Environ. Sci. Technol. 17: 207A-214A.

Mackay, D., W.Y. Shiu et R.J. Sutherland. 1980. Estimating volatiliza-

tion and water column diffusion rates of hydrophobic contaminants. *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. R. Haque (ed.). Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 127-142.

Matthess, G. 1985. Geochemical conditions in the ground water environment. *Dans* Planetary Geology. D.E. Caldwell, J.A. Brierley and C.L. Brierley (eds.). Van Nostrand Reinhold Co. Inc., New York. pp. 347-355.

Matthess, G. et J.C. Harvey. 1982. The Properties of Groundwater. John Wiley & Sons, Inc., New York. 406 pp.

McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. Références sur la qualité des eaux. Guide des paramètres de la qualité des eaux. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

Meyers, T.R. et J.D. Hendricks. 1985. Histopathology. *Dans* Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications. G.M. Rand and S.R. Petrocelli (eds.). McGraw-Hill International Book Co., New York. pp. 283-331.

Mill, T. 1980. Data needed to predict the environmental fate of organic chemicals. *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. R. Haque (ed.). Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 297-322.

Moore, J.W. et S. Ramamoorthy. 1984. Organic Chemicals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assessment. Springer-Verlag, New York Inc., New York. p. 11.

Mullins, T. 1977. The chemistry of water pollution. *Dans* Environmental Chemistry. J.O. Bockris (ed.). Plenum Press, New York. pp. 331-400.

Neely, W.B. et G.E. Blau. 1985a. Environmental Exposure from Chemicals. Vol. I. Chemical Rubber Co. Press. Boca Raton, Florida.

Neely, W.B. et G.E. Blau. 1985b. Environmental Exposure from Chemicals. Vol. II. Chemical Rubber Co. Press. Boca Raton, Florida.

Neely, W.B., D.R. Branson et G.E. Blau. 1974. Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environ. Sci. Technol. 8: 1113-1115. (Mentionnée dans Chiou 1982.)

Nicholson, B.C. 1984. Australian Water Quality Criteria for Organic Compounds. Australian Water Resources Council, Department of Resources and Energy. Australian Government Publ. Serv., Canberra, Australia. Tech. Pap. No. 82. 224 pp.

O'Donnel, J.R., B.M. Kaplan et H.E. Allen. 1985. Bioavailability of trace metals in natural waters. *Dans* Aquatic Toxicology and Hazard Assessment. 7th Symp. ASTM Spec. Tech. Publ. 854. R.D. Cardwell, R. Purdy and R.C. Bahner (eds.). American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pennsylvania. pp. 485-500.

Pagenkopf, G.K. 1978. Introduction to Natural Water Chemistry. Marcel Dekker, Inc., New York. 272 pp.

Rand, G.M. et S.R. Petrocelli. 1985. Introduction. *Dans* Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications. G.M. Rand and S.R. Petrocelli (eds.). McGraw-Hill International Book Co., New York. pp. 1-28.

Ray, S.M. et N.M. Trieff. 1980. Bioaccumulation of anthropogenic toxins in the ecosystem. *Dans* Environment and Health. N.M. Trieff (ed.). Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan. p. 93. (Mentionnée dans Connell et Miller 1984.)

Redfield, A.C., B.J. Ketchum et F.A. Richards. 1963. The influence of organisms on the composition of sea water. Vol. 2. *Dans* The Sea. M.N. Hill (ed.). Wiley-Interscience, New York. pp. 26-77. (Mentionnée dans Drever 1982.)

Reid, G.K. et R.D. Wood. 1976. Ecology of Inland Waters and Estuaries. D. Van Nostrand Co., New York. 485 pp.

Robertson, A. 1985. Development of ecosystem objectives for Great Lakes. *Dans* Proc. Workshop on Limnology and Oceanography. Commission mixte internationale, juin 1985, Minneapolis, Minnesota.

Russo, R.C. 1985. Ammonia, nitrite, and nitrate. *Dans* Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications. G.M. Rand and S.R. Petrocelli (eds.). McGraw-Hill International Book Co., New York. pp. 455-471.

Ruttner, T. 1953. Fundamentals of Limnology. University of Toronto Press, Toronto, Ontario. 295 pp.

Schwartz, F.W. et P.A. Domenico. 1983. Simulation of hydrochemical patterns in regional groundwater flow. *Dans* Chemical Hydrogeology. W. Back and R.A. Freeze (eds.). Hutchinson Ross Publishing Co., Stroudsburg, Pennsylvania. pp. 370-383.

Spacie, A. et J.L. Hamelink. 1985. Bioaccumulation. *Dans* Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications. G.M. Rand and S.R. Petrocelli (eds.). McGraw-Hill International Book Co., New York. pp. 495-525.

Spencer, W.F. et W.J. Farmer. 1980. Assessment of the vapor behavior of toxic organic chemicals. *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. R. Haque (ed.). Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 143-161.

Sprague, J.B. 1985. Factors that modify toxicity. *Dans* Fundamentals of Aquatic Toxicology. Methods and Applications. G.M. Rand and S.R. Petrocelli (eds.). McGraw-Hill International Book Co., New York. pp. 124-163.

Stumm, W. et J.J. Morgan. 1970. Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. John Wiley & Sons, Inc., New York. 583 pp.

Stumm, W. et J.J. Morgan. 1981. Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters. 2nd edition. John Wiley & Sons, Inc., New York. 780 pp.

Thurston, R.V., R.C. Russo et K. Emerson. 1979. Aqueous Ammonia Equilibrium – Tabulation of Percent Un-Ionized Ammonia. EPA Ecol. Res. Ser. U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-79-091. p. iii. (Mentionnée dans Russo 1985.)

Todd, D.K. 1980. Groundwater Hydrology. 2nd edition. John Wiley & Sons, Inc. New York. 535 pp.

UNEP. 1985. Protection of the Marine Environment Against Pollution from Land-based Sources. Montreal Guidelines. Groupe d'experts en protection de l'environnement marin contre la pollution d'origine terrestre, Programme des Nations Unies pour l'environnement (UNEP). Environ. Policy Law 14(2/3): 77-83.

U.S. Department of the Interior. 1981. Ground-Water Manual. A Water Resources Technical Publication. A Guide for the Investigation, Development, and Management of Ground-Water Resources. John Wiley & Sons, Inc. New York. p. 4.

U.S. EPA. 1973. Water Quality Criteria 1972. Committee on Water Quality Criteria, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-R3-73-033. 594 pp.

U.S. EPA. 1979. Water-related Environmental Fate of 129 Priority Pollutants. Vol. I. Introduction and Technical Background, Metals and Inorganics, Pesticides and PCBs. Office of Water Planning and Standards, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440/4-79-029a. pp. 2-1 à 2-16.

U.S. General Accounting Office. 1981. Better Monitoring Techniques Are Needed to Assess the Quality of Rivers and Streams. The Comptroller General Report to the Congress of the United States. Vol. II. CED.81.30. 121 pp.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. pp. 1-135.

Waite, T.D. 1984. Principles of Water Quality. Academic Press, Inc. Orlando, Florida. 101 pp.

Warren, C.E. 1971. Biology and Water Pollution Control. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 434 pp.

Westall, J. et W. Stumm. 1980. The hydrosphere. *Dans* The Handbook of Environmental Chemistry. Vol. I. Part A. The Natural Environment and Biochemical Cycles. O. Hutzinger (ed.). Springer-Verlag, New York. pp. 17-49.

Westman, W.E. 1985. Ecology, Impact Assessment, and Environmental Planning. John Wiley & Sons, New York. 532 pp.

Wetzel, R.G. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co., Philadelphia, Pennsylvania. 743 pp.

Zepp, R.G. 1980. Assessing the photochemistry of organic pollutants in aquatic environment. *Dans* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals. R. Haque (ed.). Ann Arbor Science Publ., Inc., Ann Arbor, Michigan. pp. 69-110.

Zepp, R.G. et G.L. Baughman. 1978. Prediction of photochemical transformation of pollutants in the aquatic environment. *Dans* Aquatic Pollutants: Transformation and Biological Effects. O.

Hutzinger, I.H. Van Lelyveld and B.C.J. Zoeteman (eds.). Proc. of the 2nd Int. Symp. on Aquatic Pollutants, Noordwijkerhout, Amsterdam, September 26-28, 1977. Pergamon of Canada Ltd., Toronto, Ontario. pp. 237-274.

Zitko, V. 1980. Metabolism and distribution by aquatic animals. *Dans* The Handbook of Environmental Chemistry. Vol. 2. Part A. Reactions and Processes. O. Hutzinger (ed.). Springer-Verlag, Berlin/ Heidelberg, Germany. pp. 221-228.